

De las montañas al valle: hacia un nuevo modelo de
gestión basado en los vínculos entre la biodiversidad,
los servicios de los ecosistemas y el bienestar humano
para el departamento de Tolima, Colombia



TESIS DOCTORAL
Pamela Tatiana Zúñiga Upegui

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE MADRID

FACULTAD DE CIENCIAS

Departamento Interuniversitario de Ecología

De las montañas al valle: hacia un nuevo modelo de gestión basado en los vínculos entre la biodiversidad, los servicios de los ecosistemas y el bienestar humano para el departamento de Tolima, Colombia

Pamela Tatiana Zúñiga Upegui

Tesis Doctoral
Doctorado en Ecología
Madrid 2020

Directores

César Agustín López Santiago
Departamento de Ecología
Universidad Autónoma de Madrid

Maria Fe Schmitz García
Departamento de Biodiversidad,
Ecología y Evolución
Universidad Complutense de Madrid



UNIVERSIDAD
COMPLUTENSE
MADRID

La presente Tesis Doctoral ha sido realizada en el Laboratorio de Socio-Ecosistemas del Departamento de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid, con una estancia en el Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research – CIIMAR, de la Universidad de Porto (Portugal). El desarrollo de esta Tesis ha sido posible gracias a la financiación de las becas para doctorados en el exterior del Proyecto Formación de Talento Humano Alto Nivel financiado con recursos del Fondo de Ciencia, Tecnología e Innovación, asignados al Departamento de Tolima. Gobernación de Tolima y Universidad de Tolima, Colombia.

Ilustración de la portada y fotografía: Jorge Enrique García Melo

Agradecimientos

Aunque generalmente todos los que hacemos una Tesis terminamos redactando este apartado al final, en medio del caos, debería hacerse incluso al tiempo que el plan de investigación, porque son muchas las personas e instituciones que en algún momento se alinean para que todo fluya. Así que trataré de agradecer a todas y cada una de las personas que a lo largo de estos cuatro años estuvieron en esta etapa de mi vida. Debo reconocer que, al decidir participar por una beca doctoral, jamás me imaginé todo lo que esta decisión me iba a cambiar, y no solo en el ámbito académico, sino incluso en mi forma de ver la vida. Este, literalmente ha sido el viaje de mi vida, y regreso a casa completamente cambiada. Agradezco tanto lo bueno que viví como lo no tan bueno.

Gracias a mi mamá, por demostrarme que siempre está y estará ahí para mí, a mi abuela, por tenerme a mí y a mi tesis siempre en sus oraciones, a mis hermanos, que cada uno a su manera me mostraron su afecto, a mi papá por sus chistes matinales y sus audios larguísimos. A Francisco, por quererme tanto y, a pesar de todo, estar ahí.

Quiero agradecer a mi antigua jefa y amiga, Consuelo Carvajal, que hasta me dio tiempo de mi jornada laboral para hacer los trámites de mi beca doctoral, me animó en todo momento a pesar de las dificultades y aún sigue escribiéndome para mostrarme como cada iniciativa que empezamos se hace realidad; a la profesora Gladys Reinoso, coordinadora del Grupo de Investigación en Zoología (GIZ) de la Universidad del Tolima, quien desde hace casi dos décadas sigue dándome su aval. Al GIZ en general, por el apoyo y ánimo a mis actividades, además a Diana Montoya, con quien pude compartir un poco acá en España, gracias por esas risas y cafecitos cuando estuve en Colombia. A los profesionales del Proyecto Talento Humano, Angélica Torres y Gustavo Gallardo, por todos los trámites, papeleos, recogida de firmas, hasta averiguaciones administrativas que salvan la distancia en la que me embarqué.

Una vez llegué acá, a don Álvaro y doña Ana, mis caseros, que me han facilitado la vida como a nadie, su comprensión, risas y solidaridad son algo que nunca podré pagar, ¡son los mejores!. A los dos días de haber aterrizado en medio de mi primer invierno, me encontré con las sonrisas que vi casi a diario, y las nombro acorde con nuestra organización espacial, Jorgelina con su acento argentino y esas deliciosas recetas, ¡incluso mi tarta de cumpleaños!; Juanita, un acento familiar y dichos colombianos, siempre vino bien escuchar expresiones conocidas y tener con quien pasar nuestras decepciones políticas y sociales a distancia; Ceci, mi compañera de matrícula y tantas risas dentro y fuera de la uni, gracias

por permitirme entrar en tu vida, tu casa, tu familia y ¡hasta los caballos!, fuiste la voz de aliento y practicidad en muchos momentos, incluso más de los que te imaginas; y Violeta, mi compañera de escritorio, de miradas cómplices, de risas hasta en los peores momentos, de jornadas de gimnasio con nuestras psicópatas favoritas (todo por el bien mental!), y las noches de cenas, charlas y música, ser tu amiga me ha permitido ver muchas cosas desde otra perspectiva, gracias por tanto, gracias por darme la mano en los momentos más oscuros. Las charlas de este grupo, que al principio siempre necesitaron traducción, fueron siempre como el aire fresco.

Ya en tiempos más recientes, a los compis nuevos, Alberto y nuestras charlas al son de la comida y el café; a Jorge por su ánimo incansable, eres un muy buen ser humano; a Paula, que has estado ahí con tu calma y efectividad en todos los momentos de crisis, y que seguramente sin ti, esta Tesis no sería tan bonita, gracias por tu ayuda desinteresada siempre; Mónica que, aunque hemos compartido poco, contigo el café siempre está cargado de conversaciones divertidas. Marina que, aunque eres de las primeras generaciones del Labo, ahora es cuando hemos tenido tiempo de conocernos mejor, gracias por ser tan especial y cargar de energía y actividades cualquier día. A los jóvenes del grupo de comidas y salidas, Mariola por repetirme constantemente que no estoy en mi país y por ponerte verde con mi lonchera vertical, a Marga por ser tan buena en todo, a Julia por tanta amabilidad junta, a Laura por esas risas y ese “pues no estoy de acuerdo” tan gracioso, a Adrián por esos comentarios ácidos que nos hacen reír a todas. A Deborah y Pachi, de Brasil, que aunque estuvieron poco tiempo, logramos mantener el contacto en la distancia.

Al Laboratorio de Socioecosistemas, a Carlos Montes, por su paso cual remolino por cada despacho; a José Antonio González (Pepe) quien, aunque generalmente “no lo ve” , siempre tiene la palabra precisa cuando lo necesitas, además, debo confesar que el entrenamiento de mi oído nunca hubiera llegado a ser lo que es ahora sin ti. A Fernando Santos que, aunque nos veíamos poco y suele estar lleno de trabajo y muchos “skypes” , siempre tuvo buenas charlas a la hora de la comida acompañadas de una gran sonrisa.

Obviamente, a mi director, César López, a quien debo un apartado especial, gracias por ser un buen ser humano, por la comprensión, por incluirme en el mayor número de cosas que me permitieran ver de primera mano el trabajo que nunca había hecho en mi vida. También gracias por darme cabida en tu familia, a tu esposa Asun, una mujer más que impresionante y además de quien aprendí unas buenas recetas españolas, que siguen siendo un éxito, a tus hijos con quienes compartí en los veranos, lo pasé muy bien.

Al grupo Adapta, con unos integrantes de otro perfil completamente diferente, pero igual de impresionantes, a Paco Pineda, debí hacerte caso y portarme mal muchas veces, gracias por esa forma de enseñar tan dinámica y sencilla, aprendí muchísimo sobre la ecología del paisaje madrileño y otros asuntos; a Cristina Herrero, que hace 20 mil cosas al tiempo y puede sostener múltiples conversaciones de manera simultánea y de todo tipo. Por último y especialmente, a Maria Fe Schmitz, mi co-directora, un gran ejemplo del trabajo constante y riguroso, de perseverancia y tenacidad. Gracias Marifé por todo lo que he aprendido de ti, y no solo en lo académico.

No puedo dejar de agradecer a los integrantes del Sistema Departamental de Áreas Protegidas SIDAP-Tolima, quienes con su asistencia y participación brindaron información muy valiosa para el cumplimiento de mis objetivos académicos. Además, a los profesionales que siempre estuvieron dispuestos a ayudar y coordinar todo a través de skype y correos, Diego, Carlos, Lina y doc. Gloria de CORCUENCAS, Bibian, Judy Lorena, Fernando y Fernanda de CORTOLIMA, quienes con su tiempo aportaron al buen desarrollo de los talleres. De manera muy especial a los profesionales de diversas entidades nacionales y regionales que participaron en la evaluación de servicios, y soportaron mis correos constantes para que no olvidaran mi tarea...gracias por mostrarme que además de compañeros de trabajo en un sin número de espacios, creamos verdaderos lazos de amistad y solidaridad. Gracias por el buen rollo y aunque no siempre estábamos de acuerdo, lo que nos une, es la firme convicción de hacer cosas que valgan la pena para el país.

En Colombia, a mis amigas de toda la vida, Jenny, Liliana, Luisa y Sandra, que sin importar el lugar del mundo donde nos encontremos, siempre salvamos la diferencia horaria y las actividades de cada una para poder reírnos en medio de la terapia grupal. El conocernos hace más de 20 años nos da la confianza para contarnos todo, decirnos verdades y sacarnos de los profundos abismos personales. A Laura Mesa, la voz más honesta de mi vida, agradezco que no tengas filtro cuando hablamos y tus visitas fueron una gran alegría. Gracias por ser mi amiga, por quererme tanto sin importar mis imperfecciones, gracias por sacar tiempo para escuchar y decirme las cosas tal y como las piensas. A mis roritas Kari y Nata, que con esa alegría costeaña salvan los días y te enfocan en lo realmente importante, gracias por estar siempre pendientes y por hacer lo imposible por vernos.

A mis amigos Andrea, Alexandra, Hernán, Claudia, Diana, Yanina, Marce y JuanCa, que me visitaron durante este tiempo, gracias por su cariño en forma de café, chocorramos, de toditos, quesadillas y ¡bom bom bunes!. Mis amigos María, Carola, Guille, Andre, Herman, Vilma, Andrés, Alex, Johan y Eduardo, por seguir siendo amigos con el pasar del tiempo y ponernos reunir y reír como hace tantos años. A mi ex-gordo, Jorge García por las fotos de

cada capítulo de esta Tesis, las salidas de campo, las cenas para charlar y dar ánimo, y hasta las consultas de maquetación vía correo!. A Héctor Sarmiento, un amigo de toda la vida de mi papá y ahora mío, que por cosas de la vida, también termino aventurándose a hacer un doctorado, por los días que compartimos de risas y charlas en Madrid y el frío Burgos, gracias por compartir tanto.

En el Interdisciplinary Centre of Marine and Environmental Research CIIMAR en la ciudad de Porto, donde realicé mi estancia doctoral, un Gracias del alma, a Marina Dolbeth, quien me dedicó siempre tiempo y una gran sonrisa, tanto allá como hasta ahora, cada vez que he necesitado algo, y me introdujo al R y la diversidad funcional. Gracias a todo el grupo Ciimar que funciona como una torre de Babel, por su alegría, por enseñarme Porto, sus comidas, playas y tradiciones, a Dimitri Araujo otro latino por estas tierras, el “hola amiga” en portugués más gracioso que he escuchado, gracias por esos mensajes que alegran los días.

Por último, a Nacho, por tantas risas y locuras, a tus mejores expresiones, “por ensayar” , “pero bueno” y “¡vaya dos!” , que alegraron estos últimos meses. Gracias por escuchar, por hacerme reír y por sacarme de la cotidianidad. Además, y no menos importante, por compartir a Oli, y como bien dices tú, no sé quien le hacía un favor a quién, porque como dice el dicho “la vida es mejor con un perrito” , lo que es completamente cierto.

Resumen

El significativo impacto de las actividades humanas sobre los ecosistemas ha configurado un escenario de Cambio Global supeditado a factores interdependientes de tipo económico, político, sociocultural y científico, que determinan las conexiones entre la gobernanza de la naturaleza y los sistemas de valores de las sociedades. Los usos del suelo, vistos como una expresión de los complejos procesos de interacción naturaleza-sociedad, se consideran la principal causa directa de la degradación de los ecosistemas y de la pérdida de biodiversidad, lo que afecta seriamente al bienestar humano. Un mayor conocimiento de las causas y los efectos de este impulsor de cambio puede ser determinante para predecir las consecuencias de las decisiones vinculadas con la gestión del territorio. En Latinoamérica, los cambios de uso del suelo están relacionados con modelos cada vez más intensificados e industrializados de agricultura, ganadería y minería de oro, a costa de la pérdida de coberturas del suelo naturales y de biodiversidad. Concretamente, Colombia está experimentando importantes transformaciones asociadas con la búsqueda del desarrollo de las áreas afectadas por el conflicto armado, aún a costa de procesos de deforestación y degradación de las áreas naturales.

El objetivo general de esta Tesis Doctoral es estudiar el departamento colombiano de Tolima desde una perspectiva socio-ecológica y a diferentes escalas, aportando herramientas metodológicas novedosas que están demostrando ser útiles para el desarrollo de nuevos modelos de planificación del territorio. El marco conceptual de los sistemas socio-ecológicos representa un cambio de perspectiva con vocación de facilitar dicha toma de decisiones desde el conocimiento de los vínculos entre naturaleza y sociedad, en cada contexto y escala de trabajo. Mediante el análisis, desde la perspectiva socio-ecológica, de la dinámica impuesta por la sociedad sobre el flujo de organismos, materia y energía, se pretende promover el manejo adaptativo, participativo e integrado de territorio, apoyando su multifuncionalidad para asegurar el suministro de la mayor diversidad de servicios posible que redunden en un bienestar humano sostenible.

Como objetivos específicos de la Tesis se afrontan los siguientes: i) la formalización de las relaciones entre los principales impulsores de cambio socioeconómico y la estructura biofísica del paisaje y la predicción de los cambios del paisaje asociados a las nuevas condiciones socio-políticas y económicas derivadas del cese del conflicto armado en Colombia; ii) la identificación de las relaciones entre la estructura del paisaje y la diversidad funcional de las comunidades de peces de humedales del bosque seco tropical; iii) la valoración semicuantitativa de la oferta y la demanda de los servicios que suministra el paisaje de Tolima

y sus espacios naturales protegidos, y iv) la realización de un ejercicio prospectivo de diseño de escenarios de futuro a través de la participación pública con los principales actores sociales implicados en la conservación de la naturaleza del departamento de Tolima. Los resultados de la Tesis se estructuran en cuatro capítulos que abordan por separado estos cuatro objetivos y se discuten conjuntamente en el capítulo final.

La relación entre la configuración paisajística establecida por los usos del suelo y los impulsores socioeconómicos y políticos puesta de manifiesto por el modelo matemático utilizado, hizo posible identificar las interacciones socio-ecológicas actuales en Tolima, a escala municipal. La aplicación de este modelo permitió simular un escenario paisajístico futuro vinculado a la evolución de los impulsores socioeconómicos y políticos derivados del Proceso de Paz. Esta simulación del paisaje posconflicto apunta hacia paisajes dominados por una fuerte intensificación agraria, marcada por la desigualdad en la distribución de la tierra, los recursos y la renta. Los sistemas agrarios tradicionales y las áreas naturales remanentes se relacionan con la población rural, con las escasas posibilidades de financiación de los pequeños productores agrarios y con una intensa dinámica de desplazamiento forzado, como respuesta a las acciones violentas derivadas de la lucha armada. La expansión de la frontera agraria y la intensificación agroindustrial predichas se realizará a expensas de los sistemas agrarios tradicionales y de una notable pérdida de naturalidad, especialmente en las áreas menos intervenidas hasta el momento. El cumplimiento de este proceso significaría una transformación acelerada del paisaje a base de la explotación intensiva de los recursos naturales. Esto representaría una amenaza para la conservación de los ecosistemas, la biodiversidad y otros procesos relacionados con el suministro de servicios de los ecosistemas, de la mano de la pérdida de condiciones de equidad socioeconómica para la población.

El análisis de los vínculos entre la comunidad íctica de los humedales del bosque seco tropical y los patrones de uso del suelo revela la existencia de una mayor diversidad funcional en las áreas con presencia de coberturas del suelo naturales. El uso ganadero es el que tiene un mayor impacto negativo sobre la diversidad funcional, superando incluso al cultivo de arroz intensivo. Estos resultados hacen evidente que la conservación y restauración de los relictos de bosque seco tropical subsistentes, e incluso su ampliación, son acciones imprescindibles y esenciales para el mantenimiento del funcionamiento de los humedales, especialmente en las áreas en las que se desarrollan actividades productivas y, en concreto, en aquellas con mayor presencia ganadera.

La interpretación científico-técnica de los gestores ambientales respecto a las interacciones sociedad-naturaleza destacó una mayor capacidad potencial de las áreas con cober-

turas vegetales naturales para suministrar una amplia gama de servicios ecosistémicos; lo que a su vez se corresponde con los valores más elevados de la demanda. Los territorios urbanizados o en proceso de urbanización y las áreas de mayor intensificación agraria poseen, por el contrario, un balance deficitario de servicios de regulación y de abastecimiento. De acuerdo con los usos y coberturas del suelo, los espacios naturales protegidos se valoran como generadores netos de superávit de servicios de regulación y provisión dentro de sus límites, frente al déficit que se percibe en el resto del territorio.

Finalmente, las valoraciones realizadas por los distintos actores sociales implicados en la conservación de la naturaleza destacan que las posibilidades de desarrollo sostenible a futuro de la población tolimense se sustentan en los servicios de provisión de alimento, agua y regulación hídrica. De igual manera, se atribuye una importancia desatada a la educación ambiental. A través del ejercicio participativo de escenarios de futuro, se considera que la intensificación agrícola es una transformación con una alta probabilidad de ocurrencia, coincidiendo con las previsiones obtenidas a partir de la simulación basada en el modelo cuantitativo. Esta posible transformación del paisaje se considera de alto riesgo, debido a la simplificación de los paisajes culturales tradicionales que lleva asociada. Entre las propuestas de acción priorizadas destaca la puesta en valor de la educación ambiental y para la sostenibilidad, como eje vertebrador de las relaciones naturaleza y sociedad.

A modo de reflexión general, el modelo cuantitativo propuesto para estudiar las interacciones socio-ecológicas que se dan en el territorio, en el marco de la incertidumbre generada por la implementación de los Acuerdos de Paz, constituye una herramienta eficaz y valiosa para sustanciar la planificación y gestión territoriales. Su aplicación y profundización podría facilitar la toma de decisiones en función de las consecuencias probables de distintos escenarios de gestión y gobernanza para el bienestar humano, la resiliencia comunitaria y la evolución del paisaje. La valoración de los servicios de los ecosistemas, basada en el método cuantitativo y espacialmente explícito aplicado, así como los procesos participativos de análisis de escenarios de futuro han demostrado su utilidad al permitir reconocer las divergencias o antagonismos espaciales entre la oferta y demanda de servicios, identificar aquellas zonas en las que son más necesarias acciones vinculadas a procesos de planificación y gestión de los ecosistemas y de conservación de áreas prioritarias y conocer las expectativas sociales en torno a las nuevas oportunidades de desarrollo y bienestar de las comunidades locales. Por todo lo anterior, estos procedimientos metodológicos podrían facilitar el diseño y aplicación de acciones de gestión integradas que permitan potenciar sinergias entre suministro de servicios a diferentes escalas y los diferentes grados de protección del territorio.

Abstrac

The significant impact of human activities on natural ecosystems has shaped a Global Change scenario that is subject to interdependent economical, political, sociocultural and scientific factors, which determine the connexions between nature governance and societies systems of values. Land use, seen as an expression of the complex nature-society interaction processes, are considered to be the first direct cause of ecosystems degradation and biodiversity loss, which seriously affects human well-being. A greater knowledge of the causes and the effects of this driver of change can be determining to predict the consequences of land management decisions. In Latin America, land use changes are related more and more to highly intensified and industrialized agriculture, farming and gold mining models, at the expense of the loss of natural land covers and biodiversity. Specifically, Colombia is undergoing important transformations associated with the development of areas affected by the armed conflict, even at the expense of the deforestation and degradation of natural areas.

The general objective of this Doctoral Thesis is to study the Colombian department of Tolima, from a social-ecological point of view at several scales, providing with new methodological tools that have proven to be useful to develop new models of land planning. The social-ecological systems conceptual frame represents a change of perspective that intends to ease decision making processes, from the knowledge of the links between nature and society in every context and scale. Analysing the dynamics established by society on the flow of organisms, matter and energy, an adaptive, participative and integrated land management is promoted from the social-ecological perspective, supporting its multifunctionality to ensure the supply of the highest possible diversity of services resulting in a sustainable human well-being.

The specific objectives of the Thesis are i) the formalization of the relationship between the main drivers of socioeconomical change and the biophysical landscape structure, and the prediction of landscape changes associated to the new socio-political and economic conditions resulting from the cease of the armed conflict in Colombia; ii) to identify the relationship between landscape structure and functional diversity of fish communities of tropical dry forest wetlands; iii) a semiquantitative valuation of the supply and demand of the services provided by Tolima's landscape and its natural protected areas; and iv) the development of a prospective exercise of future scenarios planning through public participation of the main social actors involved in nature conservation of the Tolima department. The results of the Thesis are divided into four chapters that address independently these four objectives and are jointly discussed in the final chapter.

The relationship between landscape configuration shaped by land uses and the socioeconomic and political drivers shown by the mathematical model, allowed to visualise the actual social-ecological interactions taking place in Tolima at municipal scale. The application of this model made possible to simulate a future landscape scenario linked to the evolution of socioeconomic and political drivers derived from the Peace Process. This post-conflict landscape simulation points out the existence of landscapes dominated by a strong agricultural intensification, marked by inequality of land, resources and rent distribution. Traditional agricultural systems and remaining natural areas are linked to rural population areas, low access to funding opportunities for smallholders and an intense dynamic of forced displacement, as a result of the violent actions from the armed conflict. The predicted expansion of the agricultural border and the agro-industrial intensification will take place at the expense of the traditional agrarian systems and a loss of naturalness, specially in those areas less affected hitherto. The fulfilment of this process would mean a rapid landscape transformation based on the intensive exploitation of natural resources. This would pose a threat to ecosystems and biodiversity conservation, and other processes related to the supply of ecosystem services, along with the loss of socioeconomic equity for the population.

The analysis of the links between the fish community of tropical dry forest wetlands and the patterns of land use, show higher functional diversity in areas with presence of natural land covers. Cattle activity has the highest negative impact on functional diversity, even exceeding intensive rice crops. These results show the obvious need to preserve and restore the remaining areas of tropical dry forest, and even to expand them, in order to maintain wetlands functioning, specially in those areas where productive activities take place, and in particular, those with more cattle presence.

The scientific and technical interpretation built by environmental managers in relation to the nature-society interaction, highlighted a greater potential of natural land covers to supply a wide array of ecosystem services, that is also consistent with the highest demand. Urbanised and agricultural intensified areas show, on the other hand, a negative balance of regulating and provisioning services. According to their land use and cover, natural protected areas are valued as net generating areas of a surplus of regulating and provisioning services inside their limits, against the deficit of the rest of the areas.

Finally, the assessment carried out by the different social actors involved in nature conservation, highlight that the sustainable development opportunities for the population of Tolima hinge upon food and water provisioning services, and water regulating services. In the same way, the important role of environmental education is acknowledged. Through

the participatory exercise of future scenarios planning, agricultural intensification appears as highly likely happening, being this result consistent with the simulation obtained in the quantitative model. This feasible landscape transformation is considered to be of high risk, because it implies the simplification of multifunctional cultural landscapes. Among the priority proposed actions is to promote the important value of environmental and sustainability education, as a vertebral axis of the relationship between nature and society.

As a general reflection, the quantitative model proposed to study the social-ecological interactions that take place in the territory in the context of uncertainty created by the implementation of the Peace Agreements, constitutes a valuable and efficient tool to support land planning and management. Its application in more detail could ease decision making according to the consequences of the different probable planning and governance scenarios for human well-being, community resilience and landscape evolution. The valuation of ecosystem services, based on a quantitative and spatially explicit method, as well as the participatory future scenario planning processes, have proven to be useful to identify the spatial divergences in the supply and demand of services, to locate the areas where management and conservation actions are highly needed, and to know social expectations regarding new development opportunities in local communities. Therefore, this methodological procedure could help design and apply new integrated management actions that create synergies between services supply at different scales and protection levels.

Índice general

Agradecimientos.....	i
Resumen.....	v
Abstract	viii
Índice general.....	xi
Índice de figuras.....	xv
Índice de tablas.....	xix
Índice de apéndices.....	xx
Capítulo 1. Introducción	1
1.1 Justificación de la Tesis Doctoral	3
1.2 Objetivos y estructura general de la Tesis Doctoral	4
1.3 Marco conceptual	6
1.3.1 Antropoceno y Cambio Global	6
1.3.2 La interdependencia ser humano-naturaleza: Los sistemas socio-ecológicos	10
1.3.3 Los servicios de los ecosistemas y su relación con el bienestar humano	11
1.3.4 Diversidad Funcional: vínculos entre la biodiversidad y los patrones de uso del suelo	16
1.4 Esquema metodológico general	18
1.5 Área de estudio: Paisaje y territorio del departamento de Tolima	20
1.5.1 La base biofísica y ecológica del territorio	21
1.5.2 Condicionantes histórico-culturales	23
1.5.3 Base socioeconómica y productiva de Tolima	24
1.5.4 Espacios Naturales Protegidos	25
Referencias	28
Capítulo 2. Análisis de la complejidad socio-ecológica de Tolima. Identificación de los vínculos entre paisaje, socioeconomía y conflicto armado	45
2.1 Introducción	47
2.2 Métodos	49
2.2.1 Área de estudio	49
2.2.2 Recogida de datos	52
2.2.3 Análisis de la estructura del paisaje	54
2.2.4 Relaciones paisaje-características socio-políticas	55
2.2.5 Modelo de predicción de cambio del paisaje en un escenario pos conflicto	56
2.3 Resultados	57
2.3.1 Configuración del paisaje	57
2.3.2 Relaciones socio-políticas y ecológicas	58
2.3.3 Predicción de cambios en el paisaje. Modelo basado en un escenario posconflicto	60
2.4 Discusión	64
2.4.1 Naturaleza, paisajes rurales y conflicto socio-político	64
2.4.2 Simulación de un escenario de paisaje posconflicto	67
2.5 Conclusiones	70
Referencias	72
Capítulo 3. Vínculos entre los usos del suelo y la diversidad funcional de los peces de humedales en el bosque seco tropical en Tolima	81
3.1 Introducción	83
3.2 Área de estudio	86
3.2.1 Localización de los humedales del bosque seco tropical tolimente	86
3.3 Métodos	86

3.3.1	Caracterización de los humedales de acuerdo a su cobertura y uso del suelo	88
3.3.2	Muestreo de peces	89
3.3.3	Selección de rasgos funcionales	89
3.3.4	Análisis de la diversidad taxonómica y funcional	91
3.3.5	Análisis de las relaciones entre LULC y la diversidad funcional	93
3.4	Resultados	95
3.4.1	Tipologías de humedales en el bosque seco tropical de Tolima	95
3.4.2	Caracterización funcional de las comunidades de peces	97
3.4.3	Relación entre la diversidad funcional y las tipologías de humedales	100
3.5	Discusión	103
3.5.1	Caracterización de los humedales del bsT de acuerdo a sus LULC	103
3.5.2	Vínculos entre la diversidad funcional de peces y los tipos de humedal	104
3.6	Conclusiones	108
	Referencias	110
Capítulo 4. Cuantificación y cartografía de la oferta y demanda de servicios de los ecosistemas en el departamento de Tolima		121
4.1	Introducción	123
4.2	Métodos	128
4.2.1	Valoración de los servicios de los ecosistemas. Matrices de oferta y demanda	128
4.2.2	Análisis de la interacción espacial entre la oferta y la demanda de servicios de los ecosistemas	130
4.3	Resultados	133
4.3.1	Valoración de la oferta y la demanda de SEs a escala regional	133
4.3.2	Interacción oferta-demanda de SEs en el departamento de Tolima	135
4.3.3	Oferta, demanda y balance de SEs a escala municipal	136
4.3.4	Balance oferta-demanda de SEs en los Espacios Naturales Protegidos de Tolima	138
4.4	Discusión	142
4.4.1	Oferta y demanda de SEs. Potencialidad territorial	142
4.4.2	Interacción oferta-demanda de SEs	145
4.4.3	Espacios Naturales Protegidos y suministro de SEs	147
4.5	Conclusiones	149
	Referencias	151
Capítulo 5. Escenarios de futuro para la gestión del territorio del departamento de Tolima. De los servicios de los ecosistemas al bienestar humano		165
5.1	Introducción	167
5.2	Metodología participativa para la planificación y gestión socio-ecológica en Tolima	171
5.2.1	Selección de actores sociales clave para el proceso participativo	171
5.2.2	Taller de evaluación de servicios y bienestar humano a nivel local	174
5.2.3	Diseño de escenarios de futuro para el departamento de Tolima	176
5.3	Resultados	178
5.3.1	Priorización de los servicios de los ecosistemas y su importancia para el bienestar humano a escala local	178
5.3.2	Vulnerabilidad de los servicios	180
5.3.3	Selección de servicios críticos para su conservación en las mesas locales	180
5.3.4	Identificación de impulsores de cambio por las mesas locales	181
5.3.5	Acciones y medidas de gestión propuestas por las mesas subregionales	183
5.3.6	Taller departamental de diseño de escenarios de futuro	186
5.3.6.1	Evaluación de la importancia y vulnerabilidad de los servicios desde la mesa departamental	186
5.3.6.2	Diagnóstico socio-ecológico e identificación de actores sociales	187

5.3.6.3	Diseño de escenarios de futuro para el departamento de Tolima 2030	193
5.3.6.4	Implicaciones de los escenarios de futuro sobre los servicios de los ecosistemas	201
5.3.6.5	Puesta en común y búsqueda de consenso plenario sobre medidas de gestión	203
5.4	Discusión	205
5.5	Conclusiones	214
	Referencias	215
6.	Discusión general	225
7.	Conclusiones	239
	Referencias	244
	Apéndices	255

Índice de figuras

Figura 1. Esquema de la estructura de la Tesis Doctoral en el que se vinculan cada uno de los aspectos considerados para abordar, a diferentes escalas, el estudio del departamento de Tolima como un socio-ecosistema. Se indican los objetivos planteados en la investigación, desarrollados en los apartados de resultados y discusión de cada uno de los capítulos y en la discusión general de la presente memoria.....	5
Figura 2. Esquema del marco conceptual de los sistemas socio-ecológicos (adaptado de Maes et al., 2013 e IPBES 2018). El sistema ecológico (estructura y función), genera un flujo de oferta y demanda de servicios que repercute en el bienestar del sistema social. El sistema social gestiona dichos flujos por medio de sistemas de gobernanza, afectando a su vez a los ecosistemas por medio de los impulsores de cambio. La identificación y análisis de los compromisos y sinergias, resultado de la interacción entre los diferentes componentes del sistema (interacciones socio-ecológicas), constituyen el objetivo clave para la gestión de los sistemas socio-ecológicos.....	12
Figura 3. Marco conceptual de los servicios de los ecosistemas, basado en el modelo de cascada de servicios modificado de IPBES (2018). El sistema ecológico compuesto por los ecosistemas y la biodiversidad que albergan desempeña un papel clave en generación de servicios de los ecosistemas, los cuales repercuten en el bienestar de la población humana enmarcada en un sistema social. Los sistemas de gobernanza a través de las instituciones, actores sociales y usuarios de los servicios de los ecosistemas afectan a su vez a los ecosistemas por medio de los impulsores de cambio.....	13
Figura 4. Esquema del marco de respuesta, efecto y dirección de las relaciones entre los impulsores de Cambio Global, los rasgos funcionales (tanto los “rasgos de respuesta” como los “rasgos de efecto”) y las funciones y servicios de los ecosistemas. Modificado de Suding y Goldstein (2008) y Hevia (2017).	17
Figura 5. Localización del departamento de Tolima.....	20
Figura 6. Sistema de Espacios Naturales Protegidos del departamento de Tolima.....	26
Figura 7. Ubicación del departamento de Tolima, Colombia.....	50
Figura 8. Mapa de cobertura y usos del suelo en el Departamento de Tolima.....	53
Figura 9. Estructura del paisaje de la región del Tolima. El plano del ACP muestra la distribución de los municipios del área de estudio en relación con los principales indicadores de paisaje (variables LULC con mayores factores de carga). Los códigos de los municipios se indican en el Apéndice 1.....	57
Figura 10. Escenario posconflicto. Se indica la variación (%) de los indicadores sociopolíticos y económicos seleccionados por el modelo de ajuste y utilizados para la predicción del paisaje posconflicto.....	61
Figura 11. Simulación del paisaje posconflicto. Cambio de distribución de los municipios en el plano de la nueva estructura del paisaje generado por el modelo de simulación basado en el escenario del Proceso de Paz. La dirección de las flechas indica el desplazamiento de los municipios desde sus coordenadas en el plano de ordenación de la estructura del paisaje original (paisaje pasado, origen de la flecha) a su ubicación en el paisaje simulado posterior al conflicto (final de la flecha).	62
Figura 12. Cartografía de los patrones espaciales del paisaje de la región de Tolima según los escenarios socio-ecológicos modelados, desde una situación de conflicto armado prevaleciente hasta el acuerdo de alto el fuego y el proceso de consolidación de la paz. Los mapas obtenidos a partir de la simulación muestran una tendencia notable hacia la expansión e intensificación agraria del paisaje.	63
Figura 13. Incremento de las superficies dedicadas a la producción (ha) de cultivos de arroz (a) y de café (b) durante el periodo 2007-2013.....	64
Figura 14. Localización de los humedales objeto de estudio (puntos rojos). Humedales: 1. Albania; 2. Ambalemita, 3. Azuceno, 4. Caracolí, 5. El Burro, 6. El Gavilán, 7. El Oval, 8. El Saman, 9. El Silencio, 10. El Toro, 11. La Garcera, 12. La Huaca, 13. La Pedregosa, 14. La Zapuna, 15. Laguna de Coya, 16. Laguna de Río Viejo, 17. Las Garzas, 18. Moya de Enri-	

que, 19. Saldaña, 20. Toqui Toqui, 21. Zancudal.....	87
Figura 15. Caracterización de los grupos de humedales: A) Plano de ordenación de los humedales de acuerdo a los LULC (ACP); B) Variación de las principales variables físico-químicas de acuerdo al grupo de humedales (boxplots).....	96
Figura 16. Índices de diversidad taxonómica y diversidad funcional por grupo de humedales, se presenta el valor medio de cada uno (*)......	98
Figura 17. Caracterización de los grupos funcionales, con ejemplo de la morfología de las especies, indicando los rasgos dominantes (>80% comunidad), así como los rasgos comunes a todas las especies en cada grupo; A) Dendrograma de las especies por grupo funcional; B) Promedio de densidad +/- error estándar de cada grupo funcional por tipología de humedal.....	99
Figura 18. Resultados de los dos primeros ejes del análisis RLQ. A) Valores propios (en negro) y puntajes de las especies; B) Coeficientes de los usos del suelo (LULC); C) Coeficientes de los rasgos funcionales. El color de las especies corresponde al asignado para los grupos funcionales establecidos en la Figura 17.	101
Figura 19. Resultados de A) Test de cuatro esquinas (<i>fourth corner</i>); B) la combinación de los análisis de RLQ y <i>fourth corner</i> , muestran la prueba de <i>fourth corner</i> entre los dos primeros ejes del RLQ para las tendencias del paisaje (AxR1/AxR2) y rasgos, y la prueba para rasgos (syndromes) (AxQ1 y AxQ2) y LULC. Las asociaciones significativamente positivas se encuentran representadas con color rojo en las celdas y las negativas y no significativas con color azul. Las líneas negras separan los tipos de variables, las líneas grises separan las modalidades para cada variable categórica.	103
Figura 20. Esquema del procedimiento numérico seguido para cuantificar y expresar espacialmente la valoración de la oferta y la demanda potencial de los SEs en Tolima. El procedimiento se basó en establecer una relación numérica entre la matriz <i>a</i> , que contiene datos cuantitativos (% cobertura) de los 17 tipos de LULC en los 47 municipios del área de estudio, y las matrices <i>b</i> y <i>c</i> que registran, respectivamente, las valoraciones realizadas por los expertos ambientales de la oferta y la demanda de SEs estimada para cada uno de los LULC considerados en la matriz <i>a</i> . La relación entre los LULC y las valoraciones técnicas a escala municipal se obtuvo a partir de los productos de las matrices <i>a</i> x <i>b</i> y <i>a</i> x <i>c</i> , que dieron lugar a las matrices <i>d</i> y <i>e</i> . A partir de éstas, se obtuvo una matriz de balance de SEs, <i>f</i> , cuyos elementos son el resultado de la sustracción de los elementos de las matrices <i>d</i> y <i>e</i> , respectivamente.....	130
Figura 21. Esquema del procedimiento numérico seguido para cuantificar y expresar espacialmente la interacción de la oferta y la demanda potenciales de SEs dentro y fuera de los límites de los Espacios Naturales Protegidos (ENP). El procedimiento se basó en establecer una relación numérica entre las matrices <i>g</i> y <i>h</i> , que contienen datos cuantitativos (% cobertura) de los 17 tipos de LULC en los 23 municipios del área de estudio en los que se han declarado ENP y la matriz <i>i</i> , que registra los valores del balance entre la oferta y la demanda obtenidos a partir de las valoraciones realizadas por los expertos técnicos ambientales (matrices <i>b</i> y <i>c</i> , en la Fig. 20). Los productos de matrices <i>g</i> x <i>i</i> y <i>h</i> x <i>i</i> , generan las matrices producto <i>j</i> y <i>k</i> , que contienen el balance de la relación entre la oferta y la demanda de SEs dentro y fuera de los ENP (valores j_{ij} y k_{ij} , respectivamente).	132
Figura 22. Oferta potencial de SEs en el departamento de Tolima. a) Proyección espacial de la oferta de SEs por tipo de LULC; b) Oferta potencial de SEs por tipo de LULC y de servicio; c) Oferta potencial de SEs de provisión; d) Oferta potencial de SEs de regulación; d) Oferta potencial de SEs culturales.....	133
Figura 23. Demanda potencial de SEs en el departamento de Tolima. a) Proyección espacial de la demanda de SEs por tipo de LULC; b) Demanda potencial de SEs por tipo de LULC y de servicio; c) Demanda potencial de SEs de provisión; d). Demanda potencial de SEs de regulación; d) Demanda potencial de SEs culturales.....	135
Figura 24. a) Proyección espacial de la interacción entre la oferta y la demanda de servicios en el departamento de Tolima; b) Relación oferta-demanda de SEs por tipos de LULC.....	136
Figura 25. Balance de la relación entre la oferta y la demanda de los SEs del departamento de Tolima por tipo de LULC y de servicio. a) Servicios de provisión; b) Servicios de regulación; c) Servicios culturales.....	137
Figura 26. Proyección espacial escala municipal de la oferta y demanda potencial de SEs en el departamento de Tolima. a) Oferta potencial de SEs a escala municipal; b) Demanda potencial de SEs a escala municipal.....	138

Figura 27. Proyección espacial del balance entre la oferta y demanda potencial de SEs a escala municipal. a) Servicios de provisión; b) Servicios de regulación; c) Servicios culturales; d) Balance promedio.....	139
Figura 28. Balance de la relación entre la oferta y la demanda potencial de SEs dentro y fuera de los espacios naturales protegidos. a) Balance oferta-demanda de SEs promedio dentro y fuera de los lites de los ENP; el cálculo se ha realizado, considerando los 23 municipios con ENP en la región; b) Balance de SEs de provisión; c) Balance de SEs de regulación; d) Balance de SEs culturales.....	140
Figura 29. Proyección espacial a escala municipal del balance de la relación entre la oferta y la demanda potencial de SEs, dentro (D) y fuera (F) de los Espacios Naturales Protegidos. El mapa situado en el margen superior derecho de la figura representa los ENP declarados hasta la fecha en el departamento de Tolima.	141
Figura 30. Mapa jurisdiccional de la organización territorial de las Mesas Subregionales del Sidap – Tolima	173
Figura 31. Registro fotográfico del desarrollo del taller desarrollado con las mesas subregionales del Sidap-Tolima.....	178
Figura 32. Ranking de importancia ponderada de los SEs por mesa subregional del Sidap-Tolima. Los valores numéricos son el resultado de multiplicar las preferencias reflejadas en los rankings elaborados por cada mesa y las puntuaciones asignadas a cada servicio por su importancia para el bienestar humano	179
Figura 33. Evaluación de la vulnerabilidad de los SE en las mesas subregionales del Sidap – Tolima.....	181
Figura 34. Niveles de prioridad para la conservación de los SEs de acuerdo la percepción de las mesas subregionales sobre su relevancia, importancia y vulnerabilidad. A la derecha y arriba de la línea roja se encuentran los SEs que requieren de manera prioritaria acciones de conservación.....	182
Figura 35. Impulsores de cambio identificados por las mesas subregionales del Sidap-Tolima y grado de afectación a las cinco dimensiones del bienestar humano. Dos flechas hacia arriba corresponden a una afectación muy fuerte, una flecha hacia arriba afectación fuerte y una barra horizontal si no genera afectación sobre la dimensión evaluada.....	182
Figura 36. Diagrama de síntesis de los impulsores de cambio regionales identificados por las mesas subregionales del Sidap-Tolima y su grado de afectación a las cinco dimensiones del bienestar humano. La primera sección del gráfico corresponde a la frecuencia con la que fue identificado cada impulsor de cambio en cada una de las mesas subregionales. La segunda sección corresponde a la afectación del impulsor de cambio de acuerdo con la valoración asignada. El grosor de las líneas en las dos secciones indica tanto la frecuencia y afectación acumuladas.	184
Figura 37. Niveles de prioridad para la conservación de los servicios de los SEs de acuerdo a la combinación de su importancia y vulnerabilidad percibida individualmente por los integrantes de la Mesa Departamental del Sidap - Tolima. A la derecha y arriba de la línea roja están los servicios clave para su conservación.....	187
Figura 38. Registro fotográfico del taller de participación desarrollado con las mesas subregionales del Sidap-Tolima.....	188
Figura 39. Póster elaborado por el grupo de trabajo de “Gestión Integrada” de la mesa departamental del Sidap-Tolima para la descripción del estado actual del territorio de Tolima.	189
Figura 40. Póster elaborado por el grupo de trabajo de “Tolima productiva” de la mesa departamental del Sidap-Tolima para la descripción del estado actual del territorio de Tolima.	190
Figura 41. Póster elaborado por el grupo de trabajo de “Gestión integrada” de la mesa departamental del Sidap-Tolima para la descripción del estado actual del territorio de Tolima.	191
Figura 42. Póster elaborado por el equipo del escenario “Tolima productiva”	195

Figura 43. Póster con medidas propuestas para mitigar los impactos del escenario “Tolima Productiva” 196

Figura 44. Póster elaborado por el equipo del escenario “Gestión Integrada” 198

Figura 45. Póster elaborado por el equipo del escenario “Tolima en armonía con la naturaleza” 200

Figura 46. Cambio en el suministro de SEs para cada uno de los escenarios de futuro planteados..... 201

Índice de tablas

Tabla 1. Síntesis de los tipos y fuentes de datos utilizadas y de los principales métodos de análisis seguidos en cada uno de los capítulos de la memoria.....	19
Tabla 2. Variables socioeconómicas y políticas utilizadas para la caracterización de los municipios de Tolima. La descripción de las variables utilizadas se encuentra en el Apéndice 2.....	54
Tabla 3. a) Variables de usos y coberturas del suelo (LULC) utilizadas para caracterizar la estructura del paisaje en el área de estudio. Los LULC se cuantificaron como el porcentaje de la superficie municipal que ocupan. b) Cargas factoriales de los LULC y sus porcentajes de contribución en los dos primeros ejes del ACP. Entre paréntesis se indica la absorción de varianza de cada uno de los ejes del ACP.....	58
Tabla 4. Modelos de la relación entre la estructura socioeconómica y política del área de estudio y las dos tendencias principales del paisaje; a) Valores de regresión para la primera tendencia de paisaje (eje 1 del ACP): “Gradiente de variación desde sistemas agrarios intensivos hasta sistemas agrarios tradicionales y áreas naturales remanentes” , b) Valores de regresión para la segunda tendencia de paisaje (eje 2 del ACP): “Gradiente de variación desde sistemas agrarios hasta ecosistemas de alta montaña y naturalidad. Los valores estadísticamente significativos ($p \leq 0.05$) se indican en negrita.....	59
Tabla 5. Listado de rasgos usados y razones de su selección. La lista incluye seis rasgos cuantitativos (Villéger <i>et al.</i> , 2010), y seis rasgos cualitativos, donde se indican las diferentes categorías. <i>Bd</i> – profundidad del cuerpo; <i>Bw</i> – ancho del cuerpo; <i>Hd</i> – profundidad de la cabeza a la altura del ojo, <i>Mh</i> – altura de la boca; <i>Mw</i> – ancho de la boca; <i>Ed</i> – diámetro del ojo; <i>PFl</i> – longitud de la aleta pectoral; <i>PFs</i> – superficie de la aleta pectoral; <i>CFh</i> – altura de la aleta caudal; <i>CFs</i> – superficie de la aleta caudal; <i>CPh</i> – altura del pedúnculo caudal.....	90
Tabla 6. Nivel de gestión, tipo de actor y sector al que corresponden los integrantes del Sistema Departamental de Áreas Protegidas y Otras Estrategias de Conservación del Tolima (Sidap-Tolima).....	172
Tabla 7. Organización territorial de las Mesas Subregionales del Sidap – Tolima, acorde con la presencia de sedes administrativas de la Autoridad ambiental Regional.....	174
Tabla 8. Medidas identificadas por parte de las mesas subregionales del Sidap-Tolima para los SEs de provisión.....	184
Tabla 9. Medidas identificadas por las mesas subregionales del Sidap-Tolima para la gestión de los SEs de regulación.....	185
Tabla 10. Medidas de gestión identificadas por las mesas subregionales del Sidap-Tolima para la gestión de los SEs culturales.....	186

Índice de apéndices

Apéndice 1. Municipios del Departamento de Tolima (Colombia).

Apéndice 2. Descripción de las variables socioeconómicas y políticas utilizadas para la caracterización de los municipios del Tolima.

Apéndice 3. Porcentaje de los usos y coberturas del suelo (LULC) presentes en cada humedal del área de estudio, de acuerdo con la información cartográfica.

Apéndice 4. Rasgos cualitativos y cuantitativos para cada especie, organizados por grupo funcional de peces.

Apéndice 5. Abundancia relativa de especies y grupos funcionales en los diferentes grupos de humedales.

Apéndice 6. Listado de servicios de los ecosistemas seleccionados para la evaluación de la oferta y demanda potencial de SEs de acuerdo con los tipos de LULC presentes en el departamento de Tolima.

Apéndice 7. Rangos de valores de a) oferta, b) demanda y c) balance oferta-demanda de los SEs de provisión, regulación, culturales y total a escala regional y municipal.

Apéndice 8. Porcentaje de los usos y coberturas del suelo (LULC) presentes dentro de los Espacios Naturales Protegidos declarados en el departamento de Tolima.

Apéndice 9. Rangos de valores correspondientes a las clases del balance oferta-demanda de los SEs dentro y fuera de los espacios naturales protegidos (ENP) en el departamento de Tolima.

Apéndice 10. Tipología de los actores asistentes a los talleres participativos de valoración de escenarios de futuro llevados a cabo con las mesas subregionales y departamental del Sidap- Tolima.

Apéndice 11. Listado de servicios de los ecosistemas seleccionados para la ponderación de la importancia social de los SEs en el departamento de Tolima.



*The final chapter of the Anthropocene story is yet
to be written*

Syvitski, 2012

Capítulo 1

Introducción

- 1.1 Justificación de la Tesis Doctoral
- 1.2 Objetivos y estructura general de la Tesis Doctoral
- 1.3 Marco conceptual
 - 1.3.1 Antropoceno y Cambio Global
 - 1.3.2 La interdependencia ser humano-naturaleza: Los sistemas socio-ecológicos
 - 1.3.3 Los servicios de los ecosistemas y su relación con el bienestar humano
 - 1.3.4 Diversidad Funcional: vínculos entre la biodiversidad y los patrones de uso del suelo
- 1.4 Esquema metodológico general
- 1.5 Área de estudio: Paisaje y territorio del departamento de Tolima
 - 1.5.1 La base biofísica y ecológica del territorio
 - 1.5.2 Condicionantes histórico-culturales
 - 1.5.3 Base socioeconómica y productiva de Tolima
 - 1.5.4 Espacios Naturales Protegidos
- Referencias

Capítulo 1. Introducción

1.1 Justificación de la Tesis Doctoral

Colombia se encuentra en la actualidad ante una situación socio-política sin precedentes en los últimos 50 años, el establecimiento de una situación de paz con vocación de ser estable y duradera. Este acontecimiento ha cambiado la perspectiva de la sociedad y de los sectores políticos y económicos, en los que la incertidumbre forma parte de los planteamientos de futuro de un país biodiverso y multicultural. Se abren así nuevas oportunidades para un sinnúmero de acciones, entre las cuales se encuentra el replanteamiento de las relaciones naturaleza–sociedad y su gestión.

El departamento de Tolima, área de estudio de esta Tesis Doctoral, goza de una excepcional riqueza en recursos naturales, elevada biodiversidad, y una gran variedad de actividades productivas, desarrolladas y puestas en práctica por personas de diferentes orígenes sociales y étnicos, en muy diversos grados de tecnificación. Sin embargo, su desarrollo socioeconómico es aún de nivel intermedio, ya que por su localización geográfica se facilitó el establecimiento de grupos armados y, como resultado, el desarrollo de un escenario social marcado por la violencia y una dinámica constante de desplazamiento forzado de personas. Esta situación propició el mantenimiento de extensas superficies con ecosistemas naturales poco intervenidos y en buen estado de conservación, frente a la concentración del desarrollo regional en áreas estratégicas puntuales, más seguras y mejor comunicadas. Esta segregación bipolar potenció la degradación de determinadas zonas y la implementación de modelos de desarrollo territorial ajenos a los vínculos seculares existentes entre las comunidades rurales, indígenas o campesinas, y la naturaleza.

En este complejo contexto y con el fin de aportar una visión sistémica para la planificación territorial de la región de Tolima, esta Tesis emplea herramientas de análisis socio-ecológico de utilidad para gestionar de forma sostenible el territorio, manteniendo su integridad ecológica y a la vez asegurando un flujo amplio y diverso de servicios de los ecosistemas (SEs) para el bienestar humano. Para ello, se ha desarrollado un procedimiento metodológico que ha permitido identificar y cuantificar las principales interacciones socio-ecológicas que operan en el territorio estudiado, lo que ha permitido realizar una predicción de una posible dinámica del paisaje en situación de posconflicto en caso de mantenerse las tendencias identificadas. Así mismo, se estableció a escala local la relación entre los usos del suelo y la diversidad funcional de las comunidades de peces que habitan los humedales del bosque seco tropical, como una forma de medir el impacto de los cambios de uso del

suelo sobre la biodiversidad. Como una medida de las relaciones sociales con el paisaje del área de estudio, los usos y cobertura del suelo identificados a nivel regional fueron utilizados como *proxys* para la valoración y cartografía del potencial de oferta y demanda de SEs en el territorio, así como determinar la importancia de los espacios naturales protegidos en el en el suministro de estos a las poblaciones. Por último, se realizó un trabajo participativo de escenarios de futuro con actores sociales vinculados a la gestión del territorio desde diversos sectores, lo que permitió obtener una visión conjunta de las posibles consecuencias de la priorización de usos del suelo sobre el bienestar de las comunidades locales.

1.2 Objetivos y estructura general de la Tesis Doctoral

El objetivo general de esta Tesis Doctoral es estudiar el departamento colombiano de Tolima desde una perspectiva socio-ecológica y a diferentes escalas, aportando herramientas metodológicas novedosas que están demostrando ser útiles para el desarrollo de nuevos modelos de planificación del territorio. Se contemplan cuatro objetivos específicos: 1) identificar, cuantificar y cartografiar las interacciones complejas entre el paisaje y los sistemas socio-político y económico, así como realizar una predicción de posibles tipologías futuras de paisaje bajo un escenario de posconflicto; 2) evaluar el efecto de los distintos usos del suelo en la diversidad funcional de peces en los humedales del bosque seco tropical; 3) cuantificar y cartografiar las contribuciones de los ecosistemas en término de servicios al bienestar humano, considerando como *proxys* la percepción sobre su potencial de oferta y demanda; 4) concretar de forma participativa las visiones de futuro que manifiestan actores sociales clave del departamento por su vinculación a los usos del territorio y su gestión y consensuar criterios de gestión para afrontar los principales retos identificados por ellos.

Estos objetivos, que corresponden a cada una de las aproximaciones desarrolladas en esta Tesis Doctoral, se presentan a manera de capítulos independientes (Fig. 1). Así, esta memoria se ha estructurado en cinco capítulos, el primero de los cuales es el presente y contiene el marco de referencia en donde se enmarcan los conceptos y desarrollos temáticos que permitieron abordar esta investigación, así como una descripción biofísica, socioeconómica e histórica general del área de estudio.

El tercer capítulo, evalúa la relación entre los patrones de uso del suelo y la diversidad funcional de las comunidades de peces en distintos humedales del bosque seco tropical del departamento de Tolima. Se trata de uno de los ecosistemas más amena

zados del país que ejemplifica, a escala local, el impacto de los cambios de usos del suelo sobre la biodiversidad. Se eligió la diversidad funcional íctica como indicadora eficaz del grado de integridad de los procesos ecológicos en los ecosistemas acuáticos.

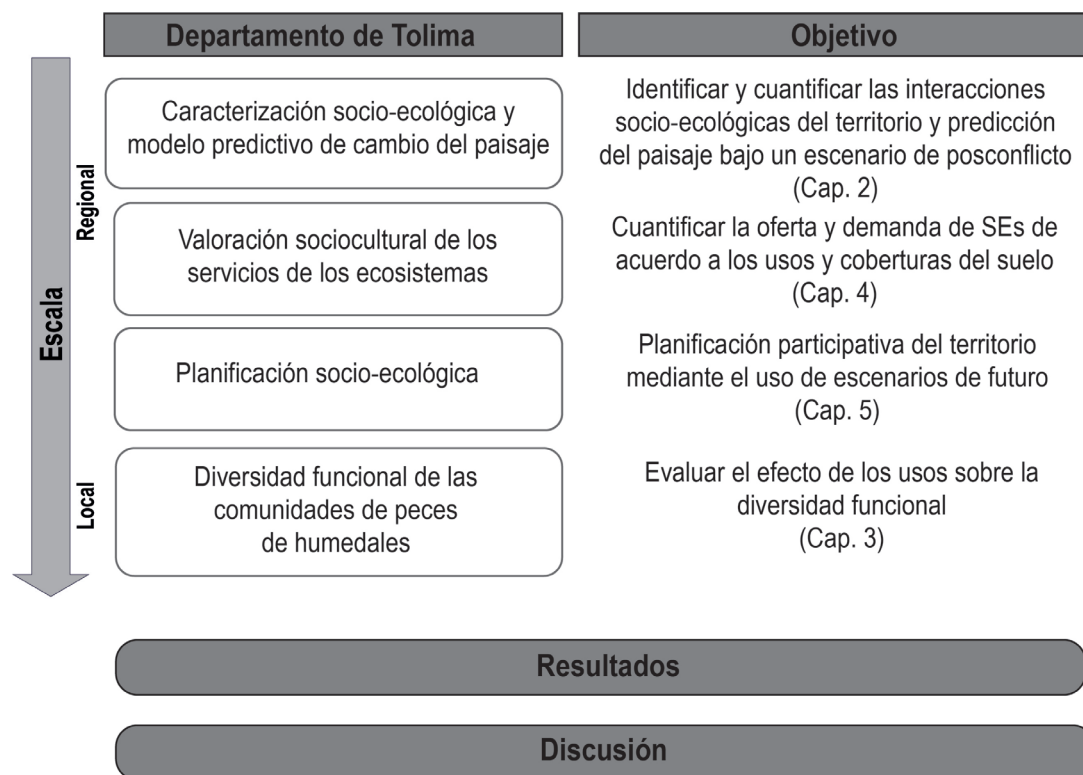


Figura 1. Esquema de la estructura de la Tesis Doctoral en el que se vinculan cada uno de los aspectos considerados para abordar, a diferentes escalas, el estudio del departamento de Tolima como un socio-ecosistema. Se indican los objetivos planteados en la investigación, desarrollados en los apartados de resultados y discusión de cada uno de los capítulos y en la discusión general de la presente memoria.

El cuarto capítulo aborda la valoración sociocultural de los SEs. El principal objetivo es conocer la percepción de técnicos de la administración con competencias ambientales en área de estudio, acerca del potencial de oferta y demanda de SEs ligada a los usos y coberturas del territorio. Esta valoración, con proyección cartográfica a escala regional y municipal, permite establecer los compromisos y sinergias de SEs en el territorio, así como integrar el análisis de esta relación de SEs con los Espacios Naturales Protegidos (ENP) establecidos en el departamento de Tolima.

El quinto capítulo corresponde a los resultados de un conjunto de talleres de planificación participativa de escenarios de futuro con una diversidad de actores sociales vinculados al territorio y la gestión de los ENP. Se trata de conocer la importancia que la población local le otorga a los SEs suministrados por el paisaje que habitan y a los vínculos que éstos mantienen con su bienestar. Este tipo de dinámicas suponen un ejercicio colectivo de aprendizaje y creatividad para afrontar la incertidumbre en escenarios futuros posibles en el territorio, de acuerdo a diferentes condicionantes de cambios socio-políticos y ambien-

tales (impulsores). Este capítulo es el resultado de un proceso de consenso entre actores sociales respecto a medidas de gestión que consideran necesarias para evitar riesgos y fortalecer la sostenibilidad, útiles para ser tenidos en cuenta en una planificación socio-ecológica del territorio.

Finalmente, se presentan las secciones correspondientes a la Discusión General de los resultados más relevantes obtenidos en cada una de las secciones desarrolladas, las Conclusiones Generales y las Referencias Bibliográficas utilizadas y citadas en el texto.

1.3 Marco conceptual

1.3.1 Antropoceno y Cambio global

El concepto de Antropoceno fue introducido por Crutzen y Stoermer (2000) para designar la actual época geológica determinada por el significativo impacto global de las actividades humanas sobre los ecosistemas, que se ha convertido en un importante marco de referencia para abordar y afrontar los grandes cambios a los que nos enfrentamos. El concepto asume que los cambios biofísicos producto de las acciones humanas sobre la naturaleza han inducido efectos acumulativos de escala espacial y temporal sin precedentes, convirtiéndose en una fuerza geológica global que ha sucedido o reemplazado al Holoceno (Crutzen, 2002; Crutzen y Steffen, 2003; Steffen *et al.*, 2011; Baskin, 2014; Corlett, 2015). Este proceso ha configurado un escenario de Cambio Global supeditado a factores interdependientes de tipo económico, político, sociocultural y científico-técnico, que determinan las conexiones entre la gobernanza de la naturaleza y los sistemas de valores de las sociedades (Palsson *et al.*, 2013; Bierman, 2014; Lundershausen, 2018). En este marco conceptual surge el concepto de “límites planetarios” (Rockström *et al.*, 2009) para hacer patente los riesgos e incertidumbres que supone la desviación de las condiciones óptimas para la vida humana, que caracterizaron el Holoceno, a través de la definición de un espacio operativo seguro en el que los procesos biofísicos determinantes del funcionamiento del sistema terrestre se mantienen dentro de márgenes de estabilidad. Se han identificado nueve límites planetarios principales: el cambio climático, la acidificación de los océanos, el ozono estratosférico, los ciclos globales de nitrógeno y fósforo, la carga de aerosoles atmosféricos, el uso de agua dulce, el cambio en el uso de la tierra, la pérdida de biodiversidad y la contaminación química con sustancias de nueva síntesis. Este marco conceptual sugiere que está en riesgo la habitabilidad del planeta, ya que podríamos haber superado varios de dichos límites y sobre otros no tenemos información suficiente

para determinarlo, por lo que la actitud más prudente es la de tomar medidas políticas serias para evitarlo (Rockström *et al.*, 2009; Mace *et al.*, 2014; Steffen *et al.*, 2015a; Gaffney y Steffen, 2017).

Son numerosas las acciones acordadas a través de diferentes iniciativas internacionales para evaluar los efectos del Cambio Global y proponer medidas para evitar el riesgo, tales como la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MA, 2005), la Evaluación Económica de los Ecosistemas y la Biodiversidad (TEEB, 2010), el Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020 y las Metas de Aichi 2010 (CBD, 2010), la Cumbre de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo Sostenible “Rio+20” (Naciones Unidas, 2012), la Cumbre del Clima de París 2015 (Comisión Europea, 2015), y el Panel Intergubernamental para la Biodiversidad y los Servicios de los Ecosistemas (IPBES, 2008). A pesar de ello, multitud de formas de uso del suelo y los recursos naturales, junto a la contaminación por residuos de diferentes orígenes y características, someten a los ecosistemas a fuertes presiones que los degradan profundamente e incluso amenazan su destrucción (Butchart *et al.*, 2010; Phalan *et al.*, 2013; Baskin, 2014; Steffen *et al.*, 2018). Desde los años 70 del siglo XX, las demandas de bienes y servicios de la población mundial han crecido exponencialmente, impulsando acciones extractivas cada vez más invasivas y agresivas, que han generado alteraciones sin precedentes en la naturaleza (Lambin *et al.*, 2001; MA, 2005; Turner *et al.*, 2016). Como consecuencia se pone en serio riesgo la capacidad del planeta para suministrar bienes y servicios de forma sostenible, socavando los cimientos de la economía global (Costanza *et al.*, 1997; Costanza, 2000; Balmford *et al.*, 2002; MA, 2005; Carpenter y Folke, 2006; Blomqvist *et al.*, 2013; Moore y Díaz, 2015; La Notte *et al.*, 2019).

Ante estas circunstancias y con el principal objetivo de evitar situaciones de colapso, la ciencia se enfrenta hoy al gran reto de predecir la respuesta de los ecosistemas frente a las presiones y la forma en que se afectaría a su resiliencia y sostenibilidad, ambas tareas no exentas de incertidumbre (Collins *et al.*, 2011; Martín-López *et al.*, 2014; Bennett *et al.*, 2015; Corlett, 2015; Steffen *et al.*, 2015b). Es necesario afrontar las principales causas del Cambio Global, denominadas en la literatura científica “impulsores del cambio” (traducido del inglés *drivers of change*), entendidos como cualquier factor natural o de origen antrópico que directa o indirectamente provoca un cambio en algún componente o proceso de los ecosistemas y, por tanto, en las sociedades (Carpenter y Folke, 2006). Los impulsores de cambio operan a múltiples escalas (Steffen *et al.*, 2015b) y se caracterizan por producir efectos aditivos y sinérgicos difícilmente predecibles, sumamente complejos y cuyo grado de incertidumbre es muy alto (Sala *et al.*, 2000; Häyhä *et al.*, 2016). Se distinguen habitual

mente dos tipos de impulsores de cambio: los directos, que se manifiestan físicamente sobre los procesos y componentes que determinan el funcionamiento de los ecosistemas (cambios de uso del suelo, cambio climático, contaminación, introducción de especies invasoras, cambios sobre los ciclos biogeoquímicos o sobreexplotación de recursos naturales) y los indirectos, ligados al impacto de la acción humana sobre el funcionamiento de los ecosistemas a través de uno o varios impulsores directos (tendencias demográficas, modelos económicos, modelos de gobernanza, avances tecnológicos, factores culturales como los estilos de vida y patrones de consumo, la identidad ligada al patrimonio natural/cultural, los valores y normativas ambientales, etc.) (MA, 2005; Rodríguez-Loinaz et al., 2015).

Esta Tesis Doctoral aborda el complejo problema del Cambio Global desde el análisis específico de los cambios en el uso del suelo, ya que se consideran la principal causa directa de la degradación de los ecosistemas y de la pérdida de biodiversidad (Foley et al., 2005; Johnson et al., 2017; Newbold et al., 2015, 2016; Sontera et al., 2017; Tucker et al., 2018). Por ello, los cambios de uso del suelo configuran uno de los nueve límites planetarios (Rockström et al., 2009) que se sitúan ya en “zona de incertidumbre y riesgo” (Steffen et al., 2015a; Newbold et al., 2016), y cuyos efectos ecológicos sobre la extinción de especies pueden ser ya irreversibles a escala global (Monastersky, 2014; Lewis y Maslin, 2015; Steffen et al., 2015b; Maxwell et al., 2016). Son la expresión de complejos procesos de interacción naturaleza-sociedad que no se puede asociar fácilmente con umbrales globales o continentales de cambio (Dearing et al., 2014; Mace et al., 2014) y, aunque aún no se ha conseguido establecer una relación inequívoca entre la magnitud de los cambios de usos del suelo y los límites de seguridad del planeta (Lewis y Maslin, 2015; Newbold et al., 2016), se plantea un transcendental dilema ético: si bien muchos usos del suelo se vinculan con prácticas absolutamente esenciales para sustentar la sociedad humana, éstos se han convertido en la principal causa de degradación y pérdida de ecosistemas y, por tanto, de los servicios derivados de éstos, lo que afecta seriamente al bienestar humano (Foley et al., 2005; Rodríguez-Loinaz et al., 2015; Turner et al., 2016). Un mayor conocimiento de las causas y los efectos de este impulsor de cambio sobre la biodiversidad y los ecosistemas puede ser determinante para predecir las consecuencias de las decisiones relacionadas con la gestión del territorio (Xu et al., 2014; Salazar et al., 2018). Por todo lo anterior, se hace necesaria una mejora en la formulación de políticas que redunden en una gestión sostenible del paisaje para el bienestar humano (de Groot et al., 2010; Rodríguez et al., 2013; Cumming et al., 2014; Lerner et al., 2017).

En el caso concreto de Latinoamérica, los cambios de uso del suelo, principalmente relacionados con modelos cada vez más intensificados e industrializados de agricultura y ganadería y con la minería de oro, se han expandido rápidamente relegando modelos de usos tradicionales más sostenibles para ocupar grandes extensiones del territorio a costa de la pérdida de coberturas naturales y biodiversidad (Boillat *et al.*, 2017; Lerner *et al.*, 2017; Garret *et al.*, 2018). A pesar de albergar una quinta parte de los bosques del mundo, la mayor diversidad biológica registrada en ecosistemas terrestres y áreas de gran importancia para el secuestro de carbono y la regulación del clima (Cuenca *et al.*, 2016; Boillat *et al.*, 2017), esta zona se ha convertido en un *hotspot* de deforestación global (Eraso *et al.*, 2013; Álvarez-Berríos y Aide, 2015; Boron *et al.*, 2016; Boillat *et al.*, 2017; Lerner *et al.*, 2017; Garret *et al.*, 2018).

En Colombia, los datos de deforestación son alarmantes. Solo en los Andes colombianos se calcula que hasta el año 2000 se había eliminado cerca del 80% de la vegetación natural (Etter *et al.*, 2008; McAlpine *et al.*, 2009; Rodríguez *et al.*, 2013). Precisamente en esta área se concentraron muchas de las actividades de las Fuerzas Revolucionarias Armadas de Colombia (FARC), cuyas actuaciones se asocian a gran parte (aproximadamente el 44%) de dicha deforestación (Salas-Salazar, 2016). En la actualidad, uno de los principales objetivos del Acuerdo de Paz firmado en 2016 es el desarrollo y gestión de las áreas rurales afectadas por el conflicto, uno de los mayores desafíos y oportunidades para generaciones de colombianos que siempre han vivido en tiempos de guerra, que tendrá una fuerte repercusión en el futuro ambiental y social del país (McNeely, 2003; Sánchez-Cuervo *et al.*, 2012; Sánchez-Cuervo y Aide, 2013a; Salas-Salazar, 2016). Colombia está experimentando importantes transformaciones asociadas al cese de la actividad de los grupos armados, con las esperanzas puestas en incrementar las oportunidades económicas de las comunidades rurales a la vez que reducir la presión existente en las áreas urbanas por el desplazamiento forzado de estas poblaciones debido al conflicto (Sánchez-Cuervo y Aide, 2013b; Boron *et al.*, 2016; Salas-Salazar, 2016). Sin embargo, gran parte de los cambios y el crecimiento económico se están realizando a costa de deforestación e industrialización de las áreas naturales (Baptiste *et al.*, 2017; Castro-Nunez *et al.*, 2017; Marull *et al.*, 2018). Este proceso de cambio exige un trabajo riguroso, sistemático y profundo de análisis y monitoreo para evitar consecuencias irreversibles para la conservación del patrimonio natural y la sostenibilidad.

1.3.2 La interdependencia ser humano-naturaleza: los sistemas socio-ecológicos

Un fenómeno de adaptación cultural característico de la especie humana es la modificación activa y consciente de la naturaleza para sobrevivir y satisfacer sus necesidades (Ellis *et al.*, 2013; Ellis, 2015). Este es el origen de los paisajes culturales, testimonios de la interacción co-evolutiva entre el ser humano y los ecosistemas que habita (Lawrence, 2003; Blondel, 2006; Schmitz *et al.*, 2017; Arnaiz-Schmitz *et al.*, 2018a). Cada caso exitoso de acoplamiento sociedad-ecosistema cuenta una historia de aprendizaje y atesoramiento a lo largo de generaciones de un valioso conocimiento sobre el manejo de la naturaleza que hizo viable y sostenible el bienestar humano (Cumming *et al.*, 2014). Las evidencias sobre el Cambio Global nos plantean el reto de afrontar sus consecuencias y hace más necesario que nunca reformular la interrelación naturaleza-sociedad a múltiples escalas temporales y espaciales. Muchas son las tareas a afrontar, muchos los actores involucrados y mucha urgencia por encontrar modos de vida que satisfagan las necesidades humanas de una forma equitativa y justa, respetando los límites biofísicos de los ecosistemas. A la ciencia se le plantea el cometido prioritario de contribuir a la reconciliación entre el progreso humano y el funcionamiento de la biosfera (Folke *et al.*, 2011). Esto su pone la difícil tarea de buscar aproximaciones sistémicas y multidisciplinarias que aporten una base rigurosa para visibilizar el papel de las sociedades en la biosfera, a la vez que nos obliga a facilitar la comunicación sociedad-ciencia-política para mejorar la cooperación entre los múltiples actores sociales involucrados. Es el caso del marco conceptual emergente de las Ciencias de la Sostenibilidad (Carpenter y Folke, 2006; Kates *et al.*, 2001; Kates, 2011; Lang *et al.*, 2012). Un concepto clave es el de sistemas socio-ecológicos (SSEs) (Folke *et al.*, 2011), desarrollado a través de diversas aproximaciones metodológicas (Binder *et al.*, 2013; Petrosillo *et al.*, 2015; Coldin y Barthel, 2019), que se definen como las “unidades biofísicas a las que se asocian uno o varios sistemas sociales, delimitados por los actores que los componen y las instituciones que regulan sus interacciones, en los que los subsistemas social y natural se conceptualizan como componentes acoplados de un único sistema complejo adaptativo fruto de la co-evolución de ambos” (Nogaard, 1994; Berkes y Folke, 1998; Liu *et al.*, 2007; Ostrom, 2009; Fischer *et al.*, 2015).

La reciente evolución académica y técnica en materia de conservación de la naturaleza hacia el marco de referencia de los SSEs, está facilitando un proceso de cambio de perspectiva para la toma de decisiones. La necesidad de gestionar las complejas interacciones naturaleza-sociedad de forma integrada y sostenible se ha constituido como un área de investigación por sí misma, asumiendo que su resultado redundará en el bienestar humano.

Frente al predominio clásico de acciones basadas en planteamientos sectoriales de búsqueda de rentabilidad económica a corto plazo a través de acciones de comando y control, se intenta un manejo adaptativo y participativo basado en el conocimiento de los vínculos entre la estructura del paisaje y el flujo de organismos, materia y energía que soporta, para promover una multifuncionalidad que asegure la provisión de la mayor diversidad de SEs posible (Mitchell *et al.*, 2013; Lescourret *et al.*, 2015; Petrosillo *et al.*, 2015). En la actualidad existen métodos contrastados para cuantificar las interacciones naturaleza-sociedad (ver Salvati y Zitti, 2009; Salvati y Serra, 2016; Schmitz *et al.*, 2003, 2012, 2018; Arnaiz-Schmitz *et al.*, 2018a, 2018b, 2018c; Herrero-Jáuregui *et al.*, 2018, entre otros). Fruto de un largo camino de cooperación entre investigación y gestión, se ha logrado consistencia y operatividad en los métodos para formalizar, caracterizar y cuantificar las relaciones entre los componentes ecológicos y socioeconómicos a diferentes escalas espaciales y temporales (Ellis y Ramankutty, 2008; de Groot *et al.*, 2010; Reyers *et al.*, 2013). De igual manera, existe un consenso acerca de la necesidad de una planificación territorial con base socio-ecológica como la herramienta de regulación clave para gestionar los usos del suelo y su evolución, que represente los múltiples intereses y visiones de los actores sociales implicados (de Groot *et al.*, 2010; Barbés-Blázquez *et al.*, 2016).

En la presente Tesis Doctoral se asumen los retos y fundamentos expuestos anteriormente para conceptualizar el paisaje como un complejo de SSEs anidados a diferentes escalas espaciales y con una evolución histórica común que le imprime una identidad particular. Lo componen diversos ecosistemas y formas de vida (biodiversidad) que proveen un conjunto de SEs demandados por la sociedad. Ésta, a su vez, configura y transforma el territorio a través de sus instituciones y actores sociales con objeto de asegurar ese suministro de SEs (Fig. 2), a veces a costa de poner en juego la sostenibilidad de los SSEs.

1.3.3 Los servicios de los ecosistemas y su relación con el bienestar humano

Entre los enfoques metodológicos vinculados al análisis de socio-ecosistemas destaca el basado en el estudio y evaluación de los SEs, que, como ya se ha indicado anteriormente, se consideran como las “contribuciones directas e indirectas que la naturaleza aporta al bienestar humano” y la pieza clave que retroalimenta la interrelación entre procesos socioculturales y ecológicos (Mace *et al.*, 2012; Flint *et al.*, 2013; Díaz *et al.*, 2015; Coldin y Barthel, 2019). Se trata de beneficios generados por la retroalimentación entre el funcionamiento de los ecosistemas y la gestión humana de los mismos, con finalidad adaptativa y productiva a la vez (de Groot, 1987; Daily, 1997; MA, 2005; Díaz *et al.*, 2006, 2015; de

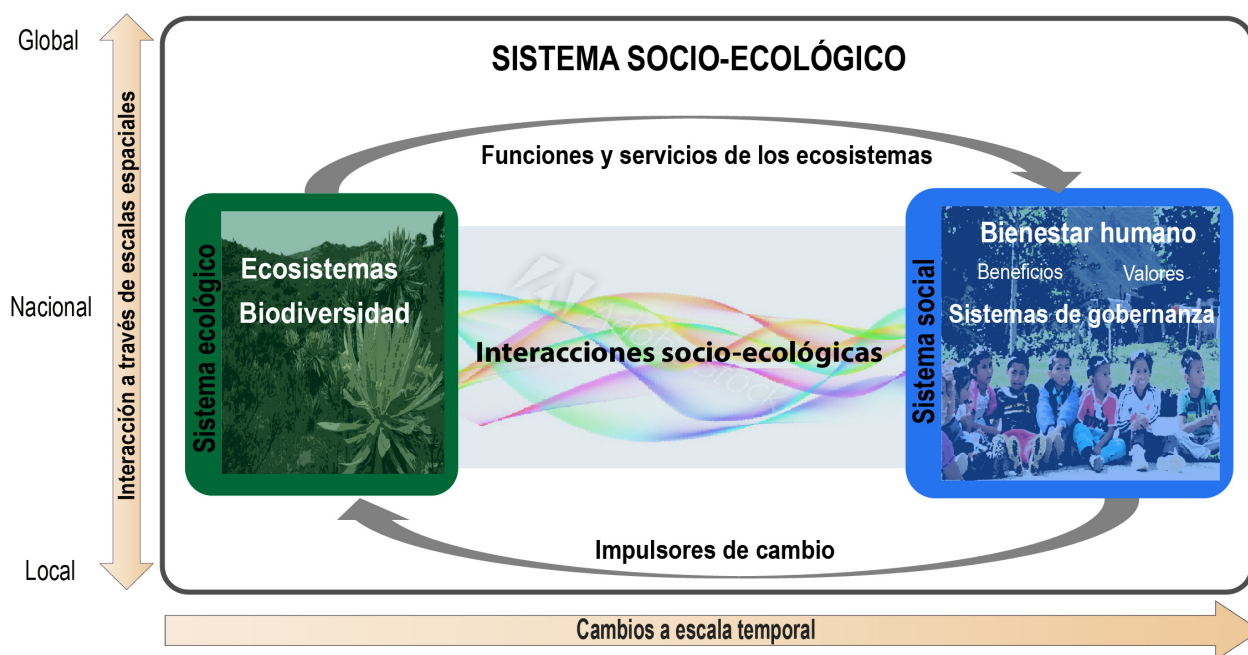


Figura 2. Esquema del marco conceptual de los sistemas socio-ecológicos (adaptado de Maes *et al.*, 2013 e IPBES 2018). El sistema ecológico (estructura y función), genera un flujo de oferta y demanda de servicios que repercute en el bienestar del sistema social. El sistema social gestiona dichos flujos por medio de sistemas de gobernanza, afectando a su vez a los ecosistemas por medio de los impulsores de cambio. La identificación y análisis de los compromisos y sinergias, resultado de la interacción entre los diferentes componentes del sistema (interacciones socio-ecológicas), constituyen el objetivo clave para la gestión de los sistemas socio-ecológicos.

Groot *et al.*, 2010; Mace *et al.*, 2010; Rands *et al.*, 2010; Leslie *et al.*, 2015). Existe un consenso generalizado que admite la fuerte relación de dependencia de la sociedad humana respecto de las contribuciones que los ecosistemas le brindan para su supervivencia y bienestar (Coldin y Barthel, 2019). En las últimas décadas han crecido exponencialmente los trabajos con esta perspectiva, que proponen su integración en la toma de decisiones de planificación y gestión de los SSEs (MA, 2005; Daily *et al.*, 2009; Fischer, 2018; Groot *et al.*, 2018). La necesidad de los gestores, políticos y asesores científicos de fundamentar la toma de decisiones ha estimulado el uso de los SEs en la investigación para la gestión ambiental, consolidando importantes avances en el desarrollo de metodologías de evaluación y valoración (Wilkerson *et al.*, 2018; Watson *et al.*, 2019). El Panel Intergubernamental sobre la Biodiversidad y los Servicios de los Ecosistemas (IPBES) es una de las propuestas más recientes de un marco conceptual mejorado y consensuado por un amplio grupo de reconocidos investigadores de referencia (Díaz *et al.*, 2015). Este marco conceptual fue creado para poner de relieve los vínculos entre la integridad ecológica y el bienestar humano a través de una representación común de dichas relaciones integrando la diversidad cultural y los sistemas de conocimiento (Hysing y Lidskog, 2018; IPBES, 2018). El esquema de la Figura 3 describe el proceso de retroalimentación de los sistemas socio-ecológicos. El sistema ecológico, compuesto por los ecosistemas y la biodiversidad

que albergan, pone a disposición de las personas servicios esenciales para lograr una buena calidad de vida, de acuerdo con las propias visiones del mundo del ser humano inmerso en la sociedad, enmarcado en un lugar y en una cultura (cosmovisiones). El flujo de servicios suministrados depende de la capacidad de la sociedad de mantener su potencial productivo a través de los compromisos y sinergias que surgen a causa de la aplicación de reglas y normas subyacentes al comportamiento social individual o colectivo. Estas normas aplicadas en la gestión a diferentes escalas espaciales y temporales repercuten, a su vez, en diferentes proporciones sobre los sistemas ecológico y social (IPBES, 2018).

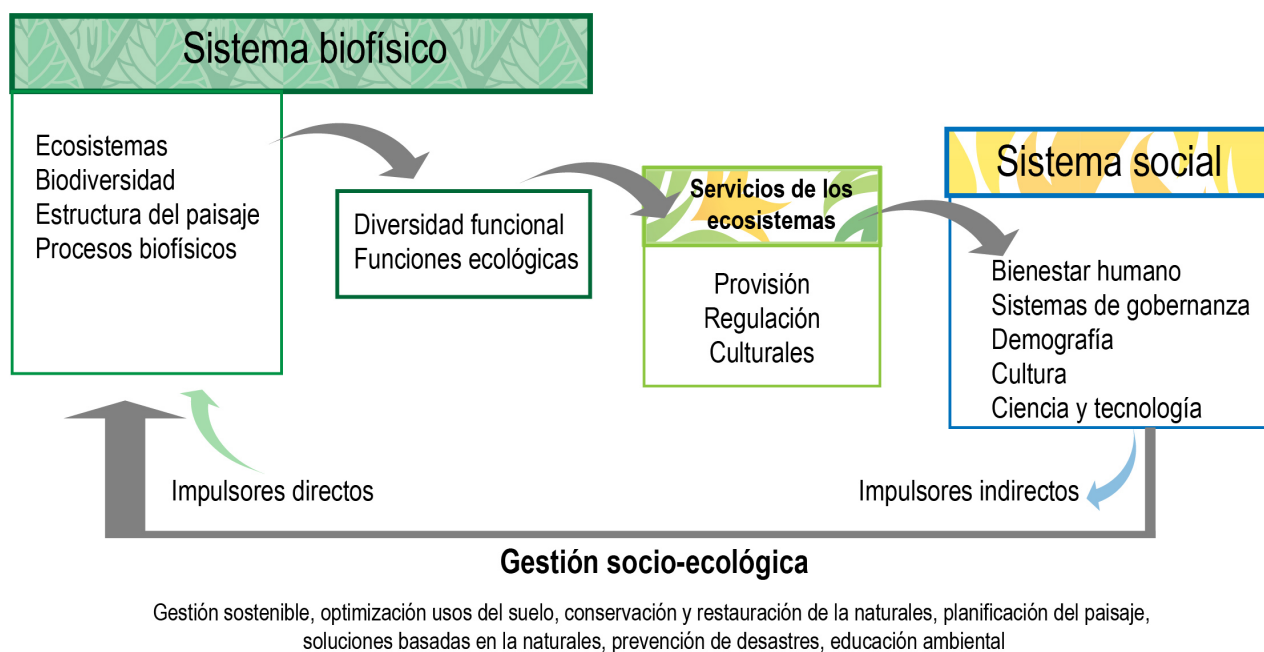


Figura 3. Marco conceptual de los servicios de los ecosistemas, basado en el modelo de cascada de servicios modificado de IPBES (2018). El sistema ecológico compuesto por los ecosistemas y la biodiversidad que albergan desempeña un papel clave en generación de servicios de los ecosistemas, los cuales repercuten en el bienestar de la población humana enmarcada en un sistema social. Los sistemas de gobernanza a través de las instituciones, actores sociales y usuarios de los servicios de los ecosistemas afectan a su vez a los ecosistemas por medio de los impulsores de cambio.

Se han desarrollado diferentes clasificaciones para categorizar los SEs, tales como las utilizadas en la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MA, 2005) y la Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad (TEEB, 2010), así como en evaluaciones nacionales como las realizadas en el Reino Unido (UK National Ecosystem Assessment, 2014), Alemania (Albert *et al.*, 2017), Suecia (Schultz *et al.*, 2013) y España (EME, 2011). Ante las diferencias existentes entre la conceptualización de SEs y sus tipos, que hacía compleja su comparación, se desarrolló un esfuerzo de estandarización a través de la Clasificación Internacional Común de los Servicios de los Ecosistemas (CICES), que se ha convertido en una referencia. En esta clasificación los SEs se agrupan en tres categorías (de Groot *et al.*, 2002; Wallace, 2007; Fisher y Turner, 2008; Martín-López *et al.*, 2009; Haines-Young y Potschin-Young, 2018):

1. Servicios de abastecimiento: aquellos productos, obtenidos directamente de la estructura geótica o biótica de los ecosistemas, fundamentales para la dimensión material del bienestar humano (p. ej. alimento, fibras vegetales, agua dulce, productos medicinales, madera, etc.).
2. Servicios de regulación: aquellas contribuciones derivadas de los procesos de los ecosistemas y su gestión, que aseguran el mantenimiento de las condiciones propicias para el bienestar humano, disfrutadas de un modo indirecto (p. ej. polinización, control de plagas, depuración del agua, regulación del clima, etc.).
3. Servicios culturales: las contribuciones intangibles que emanan de la experiencia humana directa del paisaje, fundamentales en la atribución social de valor al entorno y en las prácticas de uso y manejo del mismo (p. ej. actividades recreativas, valores estéticos, conexión emocional, sentido de identidad, educación ambiental, etc.).

La evaluación de los SEs tiene por objeto determinar el estado y tendencia de los servicios bajo diferentes alternativas de gestión, uso y disfrute por parte de la sociedad (Bryan *et al.*, 2010; Martín-López *et al.*, 2012). A su vez, permite reconocer su multidimensionalidad, ya que incorpora tanto el valor asociado a la capacidad de los ecosistemas y la biodiversidad de suministrar servicios, conocido como el valor biofísico o ecológico, como los valores derivados de la demanda social propia de cada lugar y momento a través de evaluaciones de índole socio-cultural. El resultado de todo lo anterior se refleja en el conjunto del sistema económico, que incluye al sector monetario (de Groot *et al.*, 2002; Bennett *et al.*, 2009; Gómez-Baggethun y Barton, 2013; Martín-López *et al.*, 2014). Mientras que la valoración monetaria hace referencia a las contribuciones de los SEs en términos de utilidad o satisfacción de las preferencias individuales de los actores sociales (Vihervaara *et al.*, 2010; Seppelt *et al.*, 2011; Gómez-Baggethun y Barton, 2013; Kallis *et al.*, 2013), las evaluaciones biofísicas y socio-culturales requieren de la aplicación de un ejercicio transdisciplinar, que puede llevarse a cabo de forma no consecutiva e independiente (García-Llorente *et al.*, 2011; Chan *et al.*, 2012; Daniel *et al.*, 2012; Hernández-Morcillo *et al.*, 2013). En la actualidad existe un interés académico creciente por establecer evaluaciones integradoras que incluyan el análisis de la oferta y la demanda de SEs y que incorporen de forma explícita las dimensiones biofísicas y socio-culturales. Se trata de evitar el sesgo propio de una sociedad mercantilista hacia la valoración monetaria, por tanto, centrada principalmente en los servicios asociados a mercados, que tantas repercusiones negativas ha tenido en la sostenibilidad (Laurans *et al.*, 2013; Laurans y Mermet, 2014; Nieto-Romero *et al.*, 2014; Castillo-Eguskita *et al.*, 2019).

El marco de los SEs ha demostrado tener numerosas aplicaciones, desde la gestión sostenible de recursos naturales, la optimización del uso del suelo, la protección ambiental, la conservación y restauración de la naturaleza, la planificación del paisaje, las soluciones basadas en la naturaleza, la protección del clima o la reducción del riesgo de desastres, hasta la educación e investigación ambiental (Bennett *et al.*, 2015; Berbés-Blázquez *et al.*, 2016; Martín-Sastre *et al.*, 2017; Coldin y Barthel, 2019). Se trata, pues, de una herramienta de gran utilidad para apoyar la toma de decisiones y el desarrollo de políticas en todas las escalas (Daily *et al.*, 2009; Collins *et al.*, 2011; Laurans *et al.*, 2013; Laurans y Mermet, 2014; Díaz *et al.*, 2015; Castillo-Eguskiza *et al.*, 2019) y, fundamentalmente, por la ayuda que supone para conocer cómo funcionan e interaccionan los SSEs, comprender los mecanismos de equilibrio a corto y largo plazo y las direcciones de reorganización de los sistemas y determinar las acciones necesarias para mantenerlos (de Groot *et al.*, 2010; Seppelt *et al.*, 2011; Ives *et al.*, 2017). Diversos autores consideran el marco de los SEs como una valiosa herramienta para avanzar hacia la sostenibilidad a través de la integración del conocimiento de la base biofísica con el análisis de las prácticas de manejo productivo y de organización social (gobernanza e instituciones) que lo respaldan (Fischer *et al.*, 2015; Potschin y Haines-Young, 2016). La gran dificultad para su aplicación estriba en la falta de capacidad para comprender las necesidades humanas básicas, con sus dimensiones económicas, ambientales y psicológicas (Costanza *et al.*, 2007; Aguado *et al.*, 2018; Leviston *et al.*, 2018) y con un componente cultural altamente variable (Daw *et al.*, 2015; Dawson y Martin, 2015).

A pesar de los múltiples intentos por comprender y cuantificar las relaciones entre los SEs y el bienestar humano (Cruz-García *et al.*, 2017), se reconoce la de esta tarea en diversos aspectos, tales como: i) determinar la dimensión y proporción en que el bienestar se ve afectado por las fluctuaciones en el suministro de SEs (Paruelo, 2010; Dawson y Martin, 2015; Leviston *et al.*, 2018); ii) reconocer y profundizar en los vínculos tangibles e intangibles entre las personas y los ecosistemas (Chan *et al.*, 2016; Ives *et al.*, 2017; Aguado *et al.*, 2018), e iii) identificar las diferencias entre los beneficiarios finales de los SEs, la relación con sus preferencias y demandas, y su diferente grado de influencia y empoderamiento en los procesos de manejo y gestión del paisaje (Daw *et al.*, 2011; Bennet *et al.*, 2015; Dawson y Martin, 2015; Rincón-Ruiz *et al.*, 2019a). Lo cierto es que la percepción humana sobre las relaciones de interdependencia con la naturaleza es fundamental para promover respuestas colectivas que mejoren los esquemas de gestión ambiental en el contexto actual de la globalización (Arnaiz-Schmitz *et al.*, 2018b).

En Latinoamérica la mayoría de los estudios referidos a los SEs se han orientado principal

mente a la identificación de alternativas de usos del suelo y a la definición de prioridades de conservación para los tomadores de decisiones políticas (Balvanera *et al.*, 2014; Echeverría-Londoño *et al.*, 2016; Aldana-Domínguez *et al.*, 2017; Boillat *et al.*, 2017; Ricaurte *et al.*, 2017; IPBES, 2018). Sin embargo, de acuerdo con la tendencia mundial, estos estudios se han enfocado principalmente en la valoración económica ligada a servicios de abastecimiento, dejando de lado la implementación de procesos participativos comunitarios que permitan poner de relieve el valor asignado por los grupos sociales locales a los beneficios que reciben de los ecosistemas y que apoyen su participación en el desarrollo de acciones de gestión sostenible y custodia del territorio (Cruz-García *et al.*, 2017; Rincón-Ruiz *et al.*, 2019a, b).

1.3.4 Diversidad Funcional: los vínculos entre la biodiversidad y los patrones de uso del suelo

Las investigaciones desarrolladas en las últimas décadas apuntan de manera inequívoca a que la pérdida de biodiversidad (tanto la disminución de la riqueza de especies, como la desaparición de determinadas poblaciones) reduce de forma significativa la funcionalidad de los ecosistemas (Cardinale *et al.*, 2012; Tilman *et al.*, 2012; Dornelas *et al.*, 2017). El efecto que tiene la pérdida (o ganancia de especies) se ha convertido en una cuestión fundamental para la gestión del territorio a nivel global, dado el ritmo de extinción y el de invasión por especies exóticas (Chapin *et al.*, 2000; Dirzo *et al.*, 2014).

La comunidad científica asume que la biodiversidad tiene un papel esencial en el suministro de SEs, y por tanto en el bienestar humano (Díaz *et al.*, 2006; de Bello *et al.*, 2010; Cardinale *et al.*, 2012; Harrison *et al.*, 2014; Newbold *et al.*, 2015; Sandifer *et al.*, 2015). Sin embargo, sus vínculos concretos aún no se conocen en profundidad y está constatado que el estudio clásico de la diversidad taxonómica es insuficiente (Isbell *et al.*, 2011; Balvanera *et al.*, 2014; Pinto *et al.*, 2014; Bennett *et al.*, 2015). Cada vez hay más experiencia empírica de que la clave para entender los vínculos entre biodiversidad, comunidades biológicas y funcionamiento del ecosistema está en comprender los rasgos fenotípicos y de comportamiento de las especies (rasgos funcionales), ya que determinan cómo, cuándo y dónde viven y su interacción con otras especies y el medio físico (Duffy, 2002; Fukami, 2004; Córdova-Tapia y Zambrano, 2015). Se trata de estudiar la diversidad funcional de los organismos y especies en una comunidad: el valor, rango, distribución y abundancia relativa de aquellos caracteres biológicos que influyen en su desempeño respecto a los procesos de los ecosistemas (flujo de materia y energía), su estabilidad (resistencia y resiliencia), las interacciones biológicas (intra e interespecíficas) y/o la modificación del hábitat (Chapin *et al.*, 2000; Hooper *et al.*, 2005; Díaz *et al.*, 2007; Villéger *et al.*, 2010; Mason *et al.*, 2013).

En especial, la identificación de aquellos rasgos funcionales capaces de responder a los impulsores directos de cambio, o rasgos de respuesta, así como de aquellos que influyen sobre el mantenimiento de los procesos ecológicos, o rasgos de efecto (Hooper *et al.*, 2005; Díaz *et al.*, 2007; de Bello *et al.*, 2010), es una cuestión fundamental para diseñar y aplicar políticas ambientales y estrategias de conservación de la biodiversidad orientadas a preservar las funciones de los ecosistemas. Éstas hacen posible el suministro de servicios y facilitan la previsión de los efectos actuales y potenciales del Cambio Global (Fig. 4) (Díaz *et al.*, 2006; McGill *et al.*, 2015; Sandifer *et al.*, 2015; Oliver *et al.*, 2015).

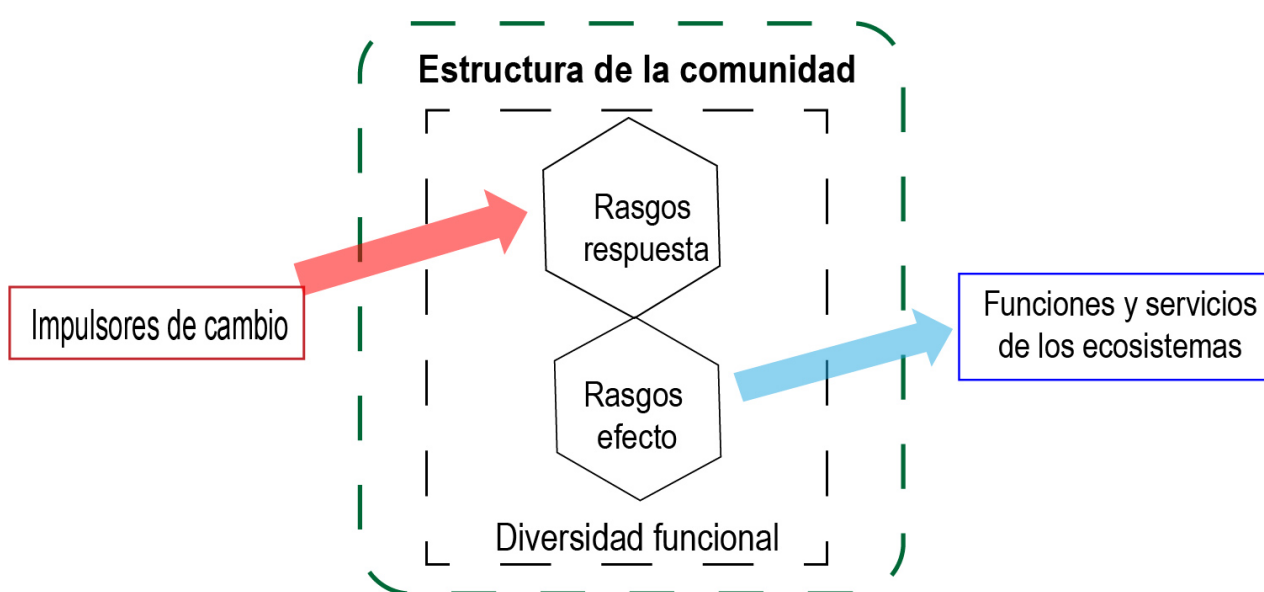


Figura 4. Esquema del marco de respuesta, efecto y dirección de las relaciones entre los impulsores de Cambio Global, los rasgos funcionales (tanto los “rasgos de respuesta” como los “rasgos de efecto”) y las funciones y servicios de los ecosistemas. Modificado de Suding y Goldstein (2008) y Hevia (2017).

A pesar de la importancia que reviste la comprensión de las complejas relaciones existentes entre impulsores de cambio, diversidad funcional y los SEs (Lavorel y Garnier, 2002), son todavía escasos los estudios que investigan los impactos directos de los impulsores de cambio sobre los rasgos funcionales (Devictor *et al.*, 2010; Vilà *et al.*, 2011; Queiroz *et al.*, 2014; Hevia *et al.*, 2017, 2018; Hossain *et al.*, 2017). A pesar de ello, ya existen evidencias que otorgan a los rasgos funcionales un papel determinante en los efectos sobre el funcionamiento de los ecosistemas y el suministro de diversos servicios (Díaz *et al.*, 2006; Cadotte *et al.*, 2011; Cardinale *et al.*, 2012; Sandifer *et al.*, 2015). Así, en ecosistemas con alta redundancia funcional (Walker, 1992), en los que varias especies desempeñan roles funcionales similares, la pérdida de algunas de estas especies podría no repercutir significativamente en el funcionamiento del ecosistema. Por el contrario, en ecosistemas con una baja redundancia funcional, la pérdida de unas pocas especies (o incluso una sola), podría alterar significativamente su estructura y funcionamiento (Fonseca y Ganade, 2001; Gam

feldt *et al.*, 2008; Mouchet *et al.*, 2010; Kang *et al.*, 2015). Es decir, los ecosistemas resilientes tenderán a contar con una elevada redundancia funcional, que les hace más eficientes y estables a largo plazo (Tilman *et al.*, 1997; Naeem, 2002; Hooper *et al.*, 2005; Biggs *et al.*, 2012; Mouillot *et al.*, 2013). Esto es especialmente relevante en el contexto actual de Cambio Global, en el que se están produciendo reducciones significativas de la biodiversidad, con los consiguientes potenciales cambios en los rangos geográficos de las especies y comunidades (Barbet-Massin y Jetz, 2015; Alahuhta *et al.*, 2018). Es por ello que el uso de los rasgos funcionales de respuesta y de efecto se ha convertido en una herramienta con gran potencial para las predicciones sobre el impacto del Cambio Global a varias escalas (desde los individuos a las comunidades y ecosistemas) (Naeem, 2002; Suding y Goldstein, 2008; Mayfield *et al.*, 2010; Edie *et al.*, 2018; Törnroos *et al.*, 2018).

Esta Tesis se propone caracterizar la diversidad funcional de las comunidades de peces en los humedales del bosque seco Tropical (bs-T) del valle del río Magdalena en relación con los patrones de uso del suelo a escala local. Este tipo de ecosistema muestra una rápida tendencia de transformación a causa de la agricultura, la ganadería, la minería y el desarrollo urbano (Etter *et al.*, 2008; Pizano *et al.*, 2014; Ricaurte *et al.*, 2017; González-M. *et al.*, 2018), hasta tal punto que se ha categorizado como “en peligro crítico” de acuerdo con los criterios de la UICN (Buzzard *et al.*, 2016). Además, las comunidades de peces se consideran importantes indicadores de distintas condiciones ecológicas (Teichert *et al.*, 2018; Souza y Vianna, 2019), por lo que se han convertido en un excelente modelo para estudiar comunidades con diferentes niveles tróficos en ambientes naturales (Duffy, 2002; Córdova-Tapia y Zambrano, 2015; Rincón-Díaz *et al.*, 2018). En este trabajo, el estudio de la diversidad funcional de los peces de humedales se consideró una manera efectiva de explorar las interacciones entre el componente ecológico, y sus comunidades biológicas asociadas, y el componente social, que incluye a los habitantes de las zonas aledañas, del SSE de Tolima, como usuarios directos de los servicios suministrados y que gestionan las actividades que se desarrollan en el área de estudio, considerando los componentes ecológico y social como sistemas interdependientes que se caracterizan por una adaptación conjunta (Vilardy *et al.*, 2014; Santos-Martín *et al.*, 2015).

1.4 Esquema metodológico general

Esta memoria de Tesis Doctoral se centra en el estudio del departamento de Tolima (Colombia), como un sistema socio-ecológico y en el desarrollo de un modelo de planificación territorial integrado, centrado en la gestión sostenible de los vínculos entre el suministro de servicios de los ecosistemas y el bienestar humano básico. Para ello, se afronta

la formalización de las relaciones entre los impulsores de cambio social y económico dominantes y la estructura biofísica del paisaje, así como entre la estructura del paisaje y la biodiversidad que alberga y que es la responsable del suministro de servicios. Como complemento de este primer bloque basado en análisis cuantitativos a partir de muestreos de campo y series de datos disponibles, se ha realizado una consulta a expertos del sector ambiental para la valoración semicuantitativa de los servicios que suministra este paisaje, así como en un ejercicio prospectivo de diseño de escenarios de futuro a través de la participación pública con los principales actores sociales implicados en la conservación de la naturaleza del departamento de Tolima. Tras las consideraciones conceptuales realizadas en el apartado anterior, para el cumplimiento de los objetivos de la presente Tesis Doctoral se ha desarrollado un planteamiento metodológico dividido en varias etapas. En cada uno de los capítulos que integran la Tesis se aborda una de estas etapas con su propio planteamiento metodológico detallado, pero con el fin de brindar una visión general del trabajo, en esta sección se resumen los datos utilizados y los métodos analíticos seguidos (Tabla 1).

Tabla 1. Síntesis de los tipos y fuentes de datos utilizadas y de los principales métodos de análisis seguidos en cada uno de los capítulos de la memoria.

Capítulo	Datos utilizados	Análisis de datos
Conceptualización y modelación del departamento de Tolima como un sistema socio-ecológico.	Mapa cobertura y usos del suelo Corine Land Cover 2007-2009. Escala 1:100.000 (IDEAM, 2015).	Análisis de Componentes Principales (ACP)
Aplicación de un escenario posconflicto	Bases de datos oficiales sobre características socio-económicas de la población y del conflicto armado (DANE 2005; CEDE 2016; CRIT 2010).	Modelos de regresión lineal múltiple Test ANOVA (F-test), Durbin-Watson, Shapiro-Wilk, NCV (Non-constant Variance Score)
Diversidad funcional de los peces de humedales en el departamento de Tolima	Revisión documental sobre la caracterización de los humedales del Bosque Seco Tropical	ACP
	Revisión de información sobre diversidad íctica - Colección Zoológica	Índices de diversidad funcional FRic, FEve, FDiv, RaoQ, RLQ, Fourth-corner method.
	Revisión cartografía detallada Cobertura y uso de la tierra. Escala 1:5.000 (Reinoso-Flórez et al., 2014, 2015, 2016)	
Cuantificación de la oferta y demanda de los servicios de los ecosistemas a través de la valoración técnica en el departamento de Tolima	Matrices electrónicas de evaluación completadas por los técnicos vinculados a la gestión ambiental en el departamento de Tolima	Elaboración de matrices oferta-demanda de SEs Álgebra matricial Producto de matrices
Escenarios de futuro para la gestión del territorio a través de los servicios de los ecosistemas y su relación con el bienestar humano	Evaluación de la percepción socio-cultural de la oferta y demanda de los servicios de los ecosistemas	Talleres participativos sobre servicios de los ecosistemas y bienestar humano
	Realización de talleres participativos sobre la percepción social de los servicios de los ecosistemas	Construcción de escenarios de futuro

1.5 Área de estudio: paisaje y territorio del departamento de Tolima

Tolima abarca el 2% del territorio nacional con una superficie de 24.016,23 km² (IGAC, 2004; Cortolima, 2014). Limita al norte con el departamento de Caldas, al sur con el departamento de Huila, al oriente con los departamentos de Cundinamarca y Huila, y al occidente con los departamentos de Caldas, Risaralda, Quindío, Valle del Cauca y Cauca (IGAC, 2004; Fig. 5). El departamento está constituido administrativamente por 47 municipios, con Ibagué como capital. A continuación, se realiza una breve descripción de los aspectos más relevantes del departamento de Tolima desde la perspectiva de sus principales características biofísicas y factores socioeconómicos, culturales y políticos vinculados con la gestión y la transformación histórica del paisaje.

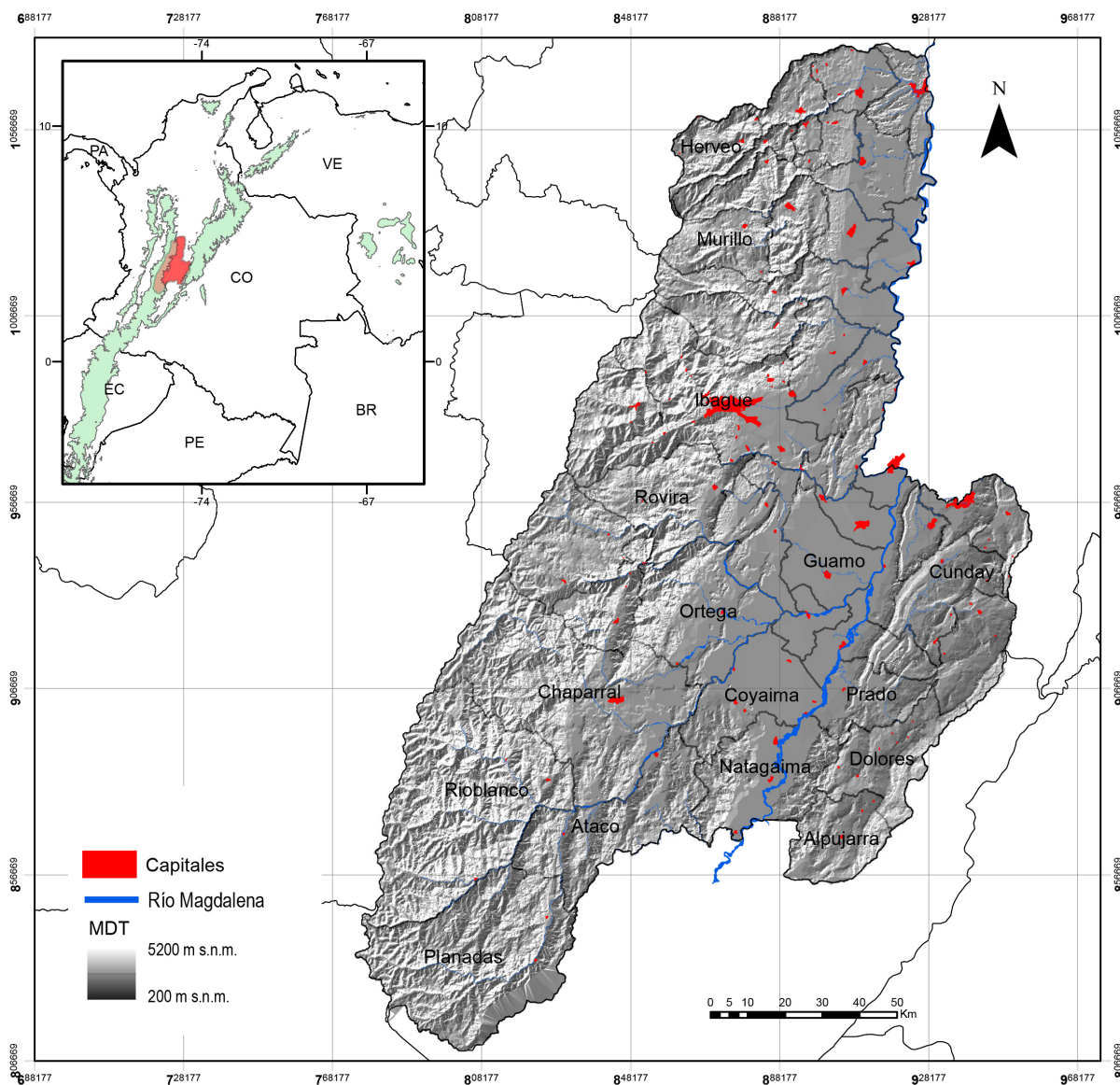


Figura 5. Localización del departamento de Tolima

1.5.1 La base biofísica y ecológica del territorio

Colombia es considerada el segundo país con mayor biodiversidad del mundo. Forma parte del grupo de los 12 países con mega-diversidad, junto con Brasil, Indonesia, México, Ecuador, Perú, Venezuela, Sudáfrica, Costa Rica, Kenia, China e India (Etter *et al.*, 2008; McAlpine *et al.*, 2009; Rodríguez *et al.*, 2013; Cuenca *et al.*, 2016; Boillat *et al.*, 2017). Su superficie terrestre representa el 0,77% del total mundial, pero alberga el 10% de las especies, tanto de flora como de fauna, conocidas (Rangel-Ch., 2015; Echeverría-Londoño *et al.*, 2016; Acero y Polanco, 2017; Aldana-Domínguez *et al.*, 2017; Acevedo *et al.*, 2018). Su posición geográfica y los eventos geológicos asociados a la orogénesis de los Andes han marcado la fisiografía del país, en el que se han originado barreras para la dispersión de especies vegetales y animales que han dado lugar a una enorme diversidad bioclimática. En los sistemas montañosos se generan gradientes altitudinales provocados por los procesos morfogénicos que dan lugar a microclimas diferentes, traducidos en una sucesión de diferentes formaciones vegetales, ecosistemas y culturas vinculadas a ellos (IGAC, 2011; IDEAM, 20015; Hermelin, 2016; Acevedo *et al.*, 2018; Escobar *et al.*, 2018). La cordillera Central se originó en el Paleozoico y actualmente está formada por rocas volcánicas del Cretácico Superior en el occidente y por rocas metamórficas Paleozoicas en el oriente. La cordillera Oriental se formó en el Terciario Superior por la elevación del relleno de sedimentos acumulados en la cuenca creada por la cordillera Central, emergidos a causa de la presión ejercida hacia el occidente por un movimiento continental del Escudo Guayanés (IGAC, 2011; Naranjo *et al.*, 2017; Escobar *et al.*, 2018). En la morfología del relieve colombiano actual se alternan extensos altiplanos y profundos valles longitudinales paralelos con los grandes ejes montañosos (Horton *et al.*, 2015).

El departamento de Tolima es un caso paradigmático de diversidad paisajística en el que las cordilleras Oriental y Central, separadas por el valle del río Magdalena, constituyen tres grandes conjuntos morfoestructurales y topográficos: 1) El sector oriental del departamento lo delimita la cordillera Central, que constituye la mayor extensión montañosa del departamento e incluye los volcanes nevados de Tolima y Ruiz; 2) la depresión tectónica del río Magdalena, que separa las estribaciones de las cordilleras Central y Oriental, conformando una franja alargada central orientada en dirección SW–NE (Jiménez *et al.*, 2016) y 3) el sector flanco occidental de la cordillera Oriental, delimitado por los ríos Magdalena, Cabrera y Sumapáz (IGAC, 2004; Naranjo *et al.*, 2017; Salgado, 2010; Salgado y Varón, 2019). Al río Magdalena vierten sus aguas 18 cuencas hidrográficas, de las cuales 14 nacen y drenan íntegramente en el departamento de Tolima y cuatro son compartidas con los

departamentos de Caldas (cuenca hidrográfica del río Guarinó), Huila (cuencas hidrográficas de los ríos Patá y Cabrera) y Cundinamarca (cuenca hidrográfica del río Sumapaz) (Cortolima, 2014; Arias y Duque, 2017). Es la cuenca hidrográfica más importante del país desde el punto de vista socioeconómico, ya que ha estructurado una compleja red de intercambio comercial y cultural entre sus regiones. Alberga el 65% de la población colombiana y de ella se abastece la mayoría de la población, pese a que su oferta hídrica es solamente del 10,6% respecto al total del país (IGAC, 2011).

Desde el punto de vista climático, la zona no presenta ciclos estacionales, pero posee todos los niveles térmicos de montaña desde cumbres nevadas a más de 5.000 m s.n.m., con temperaturas bajo cero (como en los Nevados de Huila, Ruiz, Tolima, Santa Isabel y El Cisne), hasta las zonas calurosas por debajo de los 400 m s.n.m., en el amplio valle del Magdalena, donde se alcanzan valores térmicos superiores a 40 °C (Forero-Medina y Joppa, 2010; Cortolima, 2013a; Salgado y Varón, 2019). Por ello, el paisaje de Tolima es un complejo sistema de diferentes formaciones vegetales que incluyen dos de sus biomas más representativos y emblemáticos: el bosque seco tropical del valle del río Magdalena y el páramo. El bosque seco tropical (BsT) es una formación vegetal con una cobertura boscosa continua que se distribuye entre los 0 y 1000 m de altitud s.n.m. y ocupa una superficie equivalente al 1,5% del país (Aldana-Domínguez *et al.*, 2017). Estos ecosistemas subxerofíticos se desarrollan en áreas que registran un déficit significativo de agua durante todo el año, con vegetación adaptada a las condiciones de sequía y de alta temperatura. Así, las temperaturas superan los 24 °C y las precipitaciones varían entre los 700 y 2000 mm anuales, con uno o dos periodos marcados de sequía al año (IGAC, 2011; Buzzard *et al.*, 2016; Ricaurte *et al.*, 2017). Los páramos constituyen un ecosistema característico de las cordilleras colombianas, caracterizado por sus condiciones ambientales extremas, propias de altitudes elevadas. Están sometidos a una insolación directa y muy bajos valores de temperatura en ausencia de radiación incidente, baja presión atmosférica, escasa densidad de aire, baja temperatura media diaria y cambios intradiurnos bruscos de temperatura y humedad (Etter y van Wyngaarden, 2000; Armenteras *et al.*, 2003; Álvarez-Berrios y Aide, 2015). Estos ecosistemas aportan al país, y a la región de Tolima, buena parte del agua potable, pues la mayoría de los ríos tienen sus nacimientos en estas áreas, por lo que desempeñan una función importante en la regulación hídrica (Buytaert *et al.*, 2006; Rodríguez *et al.*, 2015). El alto grado de endemismo en especies vegetales, aves y anfibios y su situación de aislamiento en altura, hacen de los páramos uno de los ecosistemas de conservación prioritaria (Ruiz *et al.*, 2008; IGAC, 2011).

1.5.2 Condiciones histórico-culturales

La configuración del territorio colombiano responde a una doble dinámica simultánea entre el poblamiento, la ocupación y la consolidación del Estado, de la mano de un desarrollo económico discontinuo condicionado por la ampliación de la frontera agrícola, la concentración de la propiedad de la tierra y los conflictos armados que ésta ha generado (IGAC, 2011). Por supuesto la configuración fisiográfica del territorio ha sido un factor determinante en la consolidación histórica de los paisajes Tolimenses (Salgado, 2010). La historia del poblamiento del actual departamento de Tolima se caracteriza por una riquísima tradición de encuentros interculturales entre pueblos indígenas prehispánicos desde 1538 (Arias y Duque, 2017; Ospina-Tascon et al., 2019), incluso durante el proceso de levantamiento frente al sistema esclavista español (Mejía, 2015; Zwisler, 2018). La colonización y ampliación de la frontera agrícola en Colombia se hizo a costa de la progresiva incorporación de áreas previamente ocupadas por campesinos indígenas o afrocolombianos en régimen de subsistencia, a una matriz territorial internamente articulada e integrada de producción agraria intensificada, conectada con los mercados nacionales e internacionales. En la actualidad supone algo más de la mitad del área continental y corresponde básicamente a la región Andina y a gran parte del Caribe. Un hecho muy relevante fue la colonización antioqueña de mediados del siglo XIX, relacionada con la expansión del cultivo de café. La consolidación del eje cafetero y del cultivo tabacalero, en diferentes fases entre finales del siglo XVII y comienzos del XX, supuso la creación de un fuerte tejido social liderado por empresarios, que impulsó el crecimiento económico y con él la consolidación del Estado (IGAC, 2011).

La concentración de la tierra no es una circunstancia coyuntural fruto de situaciones particulares en lo geográfico o temporal; muy al contrario, se trata de un elemento estructural en las relaciones socio-espaciales históricas del país. A partir de la colonización española la tierra se comenzó a considerar más como un factor de prestigio y poder que como un bien productivo y era frecuente reconocer favores políticos y otorgar beneficios mediante la concesión de tierras a particulares, tales como encomendados en la Colonia y militares, banqueros y aristócratas en la República (IGAC, 2011). Esta institucionalidad sobre el control de la propiedad de la tierra se ha transmitido y consolidado hasta la actualidad, lo que implica el control de los recursos, de la población e incluso de las relaciones políticas locales. Esta situación de privilegio para los terratenientes, tanto locales como nacionales, se refleja en unas tasas de tributación de la propiedad rural muy bajas; uno de los mayores contrasentidos para la gestión distributiva de la riqueza. Este status quo está afianzado por la fuerte influencia que los propietarios siguen manteniendo en los concejos municipales encargados de legislar las tasas por este concepto (IGAC, 2011).

1.5.3 Base socioeconómica y productiva de Tolima

La vocación productiva del Tolima es esencialmente agropecuaria. Así, el departamento es el primer productor de arroz en el ámbito nacional, segundo en sorgo y tercero en café (Marchesi, 2015; Delgado *et al.*, 2015; Delerce *et al.*, 2016; Andrade *et al.*, 2016; Esquivel *et al.*, 2018). Otros cultivos importantes son algodón, plátano, maíz, caña panelera, frutales y pastos. La agricultura mecanizada se desarrolla principalmente en el clima cálido seco, en terrazas y abanicos que ofrecen las mejores tierras agrícolas por ser planas, con buenas características físico-químicas y con disponibilidad de riego permanente, que ocupan 130.238,47 ha (Cortolima, 2013a, 2014; DANE, 2015). Los municipios del oriente (Melgar, Cunday, Carmen de Apicalá, Icononzo, Villarrica, Prado, Dolores, Alpujarra y Natagaima) se caracterizan por presentar cultivos de arroz, algodón, sorgo, café tradicional y tecnificado, banano, cacao y pancoger (horticultura de autoconsumo) y por la ganadería extensiva de carne (Cortolima, 2014; Gobernación del Tolima, 2015).

Los municipios del centro (Ibagué, Cajamarca, Anzoátegui, Coello, Espinal, Flandes, San Luis, Valle de San Juan, Alvarado, Piedras, Rovira, Roncesvalles y Guamo), debido a sus condiciones topográficas, presentan diversos sistemas de producción en tres tipos de clima: 1) frío, con ganadería de doble propósito (producción cárnica o láctea) y hortalizas; 2) semihúmedo, con cultivos de café y pancoger y 3) cálido, con el cultivo intensivo (mecanizado) de arroz, sorgo, algodón, maíz y frutales, y ganadería extensiva (Cortolima, 2014; Gobernación del Tolima, 2015; DANE, 2015). La agricultura mecanizada en la zona norte (Armero - Guayabal, Mariquita, Lérica, Ambalema y Venadillo) se desarrolla con cultivos de arroz, algodón, sorgo y maní, así como al suroriente en Espinal, Guamo, Saldaña y Purificación (Cortolima, 2014; DANE, 2015). En los municipios de Líbano, Murillo, Santa Isabel, Herveo, Fresno y Palocabildo se desarrolla agricultura tradicional en zonas de ladera, con café, caña, frutales, plátano y hortalizas. En Santa Isabel y Armero-Guayabal se frecuenta la ganadería extensiva de doble propósito, con pastos naturales y mejorados (Cortolima, 2014; Gobernación del Tolima, 2015; DANE, 2015).

La ganadería se desarrolla en todos los pisos térmicos de la región, que ocupa el puesto número 14 en producción ganadera a nivel nacional (FEDEGAN, 2012), principalmente en los municipios de Ibagué, Honda, Guamo y Chaparral, que se encuentran entre los más importantes del país en producción de carne (Gobernación del Tolima, 2015). Para ello se destinan 1.169.557 ha a pastos, que benefician económicamente a pequeños, medianos y grandes productores (Cortolima, 2013a, 2014). Esta actividad productiva involucra a mi-

les de familias. El sector pesquero, si bien no es significativo en términos del PIB, si lo es para la soberanía alimentaria¹ de muchas comunidades locales vinculadas con ecosistemas dulceacuícolas (MADS y PNUD, 2014). La pesca se realiza como actividad artesanal, principalmente en los municipios de la ribera del río Magdalena (Gobernación del Tolima, 2015). En la actividad piscícola destaca la cría de trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) y de tilapia africana (*Oreochromis niloticus*, *Oreochromis* sp.). Se lleva a cabo en pequeñas explotaciones de carácter doméstico excepto en el embalse de Prado, en el que se cría en jaulas con fines comerciales. En el primer semestre de 2012 Tolima ocupó el segundo lugar a nivel nacional de producción de carne de pescado (2.159 t en 1.445.206,7 m² de superficie de agua; MADS y PNUD, 2014).

1.5.4 Espacios Naturales Protegidos

Las categorías de manejo de los espacios naturales protegidos que constituyen el actual Sistema Nacional de Áreas Protegidas de Colombia (SINAP) se diferencian y reglamentan de acuerdo a los atributos de la biodiversidad que albergan. Se tiene en cuenta la disposición u ordenamiento de los componentes físicos y bióticos de los sistemas biológicos en sus distintos niveles de organización y la variedad de procesos e interacciones que ocurren entre los componentes biológicos. Se clasifica también de acuerdo a su ámbito de gestión nacional o regional, su modelo de gobernanza pública o privada y las actividades y usos permitidos. Muchos de los espacios de conservación que no se enmarcaron en esta categorización pasaron, en consecuencia, a llamarse estrategias de conservación *in situ* o estrategias complementarias de conservación (ECC) (Santamaría *et al.*, 2018). En Tolima, en las categorías de orden público de carácter nacional, se encuentran los Parques Naturales Nacionales (PNN) Los Nevados, Las Hermosas y Nevado del Huila, y la Reserva Forestal Nacional de las quebradas San Juan y El Peñón de San Sebastián de Mariquita. En las áreas de orden público de carácter regional se encuentran los Parques Naturales Regionales (PNR) Páramo del Meridiano Wepe–Wala y Anaime–Chilí, 27 Reservas Forestales Regionales y el Distrito de Conservación de Suelos (DCS) Cerros de Ibagué (Cortolima, 2018) (Fig. 6).

El PNN Los Nevados, creado por la Ley 2 de 1959, comprende un área de 58.300 ha. Se localiza geográficamente en las vertientes oriental y occidental de la cordillera Central, con alturas entre los 2.600 y 5.321 m de altitud s.n.m., en la jurisdicción de los departamentos de Caldas (municipio de Villamaría), Risaralda (municipios de Santa Rosa de Cabal y Pe-

¹ La soberanía alimentaria es el marco de referencia de las políticas para la gobernanza de la alimentación y la agricultura. Se define como el derecho de cada nación a mantener y desarrollar su propia capacidad para producir sus alimentos básicos respetando la diversidad cultural y productiva (Vía Campesina, 2007).

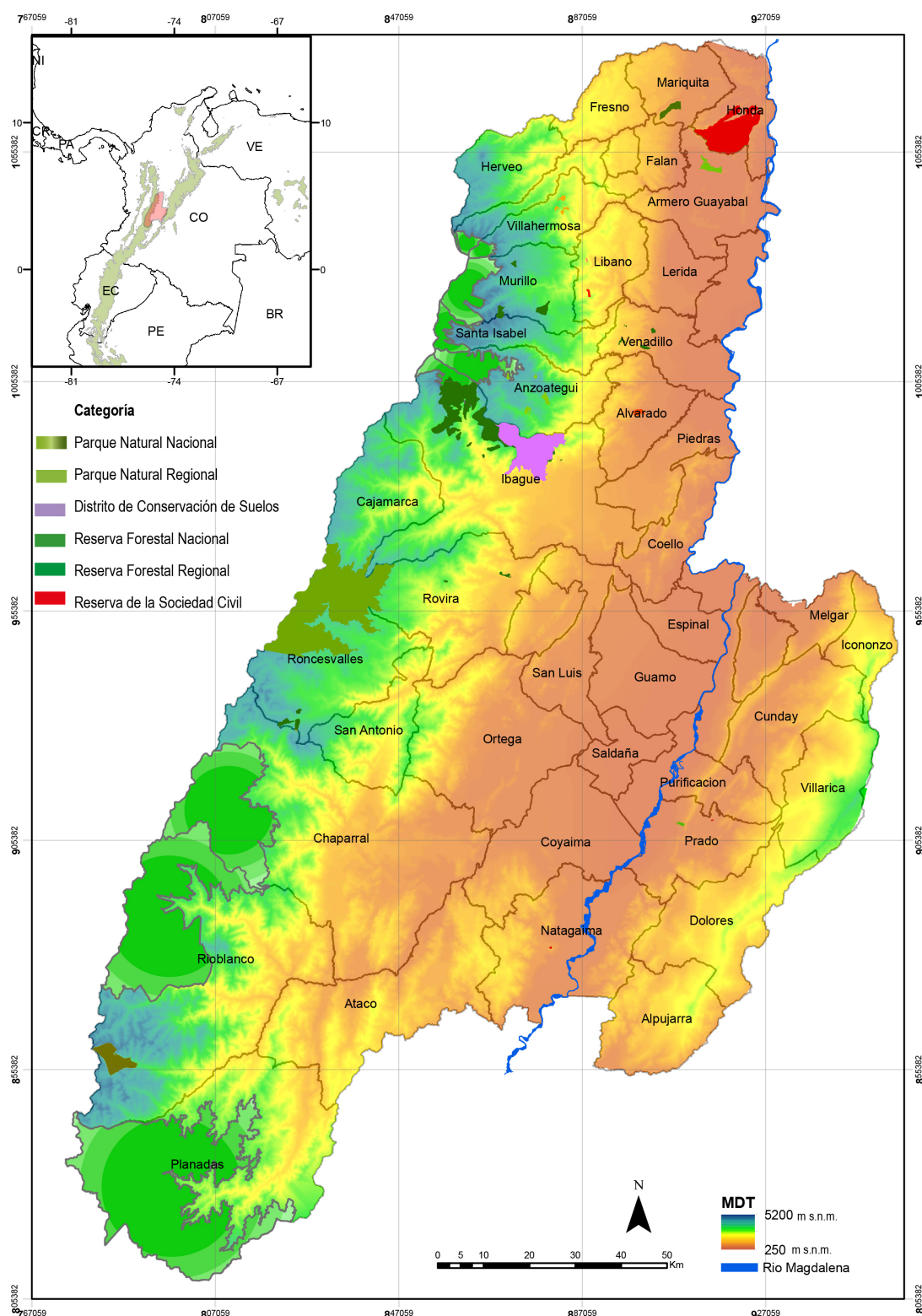


Figura 6. Sistema de Espacios Naturales Protegidos del departamento de Tolima.

reira), Quindío (municipio de Salento) y Tolima (municipios de Ibagué, Anzoátegui, Santa Isabel, Murillo, Villahermosa, Casabianca y Herveo) (Cortolima, 2013b). El PNN Las Hermosas es un área de conservación estricta, declarada a través de la Resolución Administrativa 158 de julio de 1977. Cuenta con una superficie de 125.000 ha, localizadas en la cordillera

Central, en la región del Macizo Colombiano, dentro de las jurisdicciones municipales de Chaparral y Rioblanco en el departamento de Tolima, y de Sevilla, Tuluá, Buga, Palmira, El Cerrito y Pradera en el departamento de Valle del Cauca (Cortolima, 2013b). El PNN Nevado del Huila se declaró mediante el Acuerdo 13 de mayo 2 de 1977. Tiene una extensión de 158.000 ha y sus límites cruzan el sur del departamento de Tolima, en los municipios de Planadas y Rioblanco. Otros departamentos implicados son, al oeste, Huila (municipios de Teruel, Íquira y Santamaría) y, al norte y noreste, Cauca (municipios de Toribio y Páez). La Reserva Forestal Protectora de las quebradas San Juan y El Peñón, en el municipio de Mariquita al norte del Tolima, en la cuenca del río Sabandija, se declaró mediante la Resolución 1240 de 1960 y tiene como objetivo preservar los relictos de bosque húmedo que quedan en la región, así como parte de la Ruta Mutis, como un área especial para la botánica en Colombia (Cortolima, 2013b).

Referencias

- Acero, A. y A. Polanco. 2017. Biodiversidad íctica de los mares colombianos: riqueza amenazada. *Revista de la Academia Colombiana De Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 41(159): 200-212. Doi: 10.18257/raccefyn.480.
- Acevedo, A., O. Armesto Sanguino, C.A. Olarte Quinónez, L. Solano, M.M. Albornoz Espinel, J.A. Cabrera, D.A. Carrero Sarmiento. 2017. Potential species richness of frogs and diurnal butterflies in three biogeographical units from northeastern Colombia: conservation implications. *Acta Biológica Colombiana*, 23(2):151-162. Doi: 10.15446/abc.v23n2.65300.
- Aguado, M., J.A. González, K. Bellott, C. López-Santiago, C. Montes. 2018. Exploring subjective well-being and ecosystem services perception along a rural-urban gradient in the high Andes of Ecuador. *Ecosystem Services*, 34: 1-10. Doi: 10.1016/j.ecoser.2018.09.002.
- Alahuhta, J., T. Erős, O-M. Kärnä, J. Soininen, J. Wang, J. Heino. 2018. Understanding environmental change through the lens of trait-based, functional and phylogenetic biodiversity in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews*, 27(2): 263-273. Doi:10.1139/er-2018-0071.
- Albert, C., C. Neßhöver, M. Schröter, H. Wittmer, A. Bonn, B. Burkhard, J. Dauber, R. Döring, C. Fürst, K. Grunewald, D. Karsten, B. Hansjürgens, J. Hauck, M. Jennifer, T. Koellner, T. Plieninger, S.E. Rabe, I. Ring, J.H. Spangenberg, U. Stachow, H. Wüstemann, C. Görg. 2017: Towards a National Ecosystem Assessment in Germany. A Plea for a Comprehensive Approach. *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*, 26(1): 27-33. Doi: 10.14512/gaia.26.1.8.
- Aldana-Domínguez, J., C. Montes, M. Martínez, N. Medina, J. Hahn, M. Duque. 2017. Biodiversity and ecosystem services knowledge in the Colombian caribbean: progress and challenges. *Tropical Conservation Science*, Volume 10: 1-41. Doi: 10.1177/1940082917714229.
- Álvarez-Berríos, N.L. y T.M. Aide. 2015. Corrigendum: Global demand for gold is another threat for tropical forest. *Environmental Research Letters*, 10: 029501. Doi: 10.1088/1748-9326/10/2/029501.
- Andrade, H., M. Segura, M. Fera, W. Suárez. 2016. Above-ground biomass models for coffee bush (Coffea arabica L.) in Líbano, Tolima, Colombia. *Agroforestry Systems*, Doi: 10.1007/s10457-016-0047-4.
- Arias, F.A. y D.M. Duque. 2017. Indigenous Resistance and Territoriality in the Southern Region of the State of Tolima. *Ágora U.S.B.* vol.17, No.2. Doi: 10.21500/16578031.3032.
- Armenteras, D., F. Gast, H. Villareal. 2003. Andean forest fragmentation and representativeness of protected natural areas in the Eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, 113: 245 – 256. Doi: 10.1016/S0006-3207(02)00359-2.
- Arnaiz-Schmitz, C., C. Herrero-Jáuregi, M.F. Schmitz. 2018a. Losing a heritage hedgerow landscape. Biocultural diversity conservation in a changing social-ecological Mediterranean system. *Science of the Total Environment*, 637: 374- 384. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.413.
- Arnaiz-Schmitz, C., M.F. Schmitz, C. Herrero-Jáuregi, J. Gutiérrez-Aragones, F.D. Pineda, C. Montes. 2018b. Identifying socio-ecological networks in rural-urban gradients: diagnosis of a changing cultural landscape. *Science of the Total Environment*, 612: 625-635. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.215.
- Arnaiz-Schmitz, C., P. Díaz, D. Ruiz-Labourdette, C. Herrero-Jáuregi, M. Molina, C. Montes, F.D. Pineda, M.F. Schmitz. 2018c. Modelling of socio-ecological connectivity. The rural-urban network in the surroundings of Madrid (Central Spain). *Urban Ecosystem*, 21: 1199. Doi:10.1007/s11252-018-0797-z.
- Balmford, A, A. Bruner, P. Cooper, R. Costanza, S. Farber, R.E. Green, M. Jenkins, P. Jefferiss, V. Jessamy, J. Madden, K. Munro, M. Myers, S. Naeem, J. Paavola, M. Rayment, S. Rosendo, J. Roughgarden, K. Trumper, R.K. Turner. 2002. Economic reasons for conserving wild nature. *Science*, 297(5583): 950-953. Doi: 10.1126/science.1073947.
- Balvanera P, I. Siddique, L. Dee, A. Paquette, F. Isbell, A. González, J. Byrnes, M. I. O' Connor, B. A. Hungate, J. N. Griffin. 2014. Linking biodiversity and ecosystem services: current uncertainties and the necessary next steps. *BioScience*, 64: 49-57. Doi: 10.1093/biosci/bit003.
- Baptiste B., M. Pinedo-Vasquez, V.H. Gutierrez-Velez, G.I. Andrade, P. Vieira, L.M. Estupiñán-Suárez, M.C. Londoño, W. Laurance, T.M. Lee. 2017. Greening peace in Colombia. *Nature Ecology & Evolution*, 1:0102. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0102>.
- Baskin, J. 2014. The ideology of the Anthropocene? MSSI Research Paper No. 3, Melbourne Sustainable Society Institute, The University of Melbourne. ISBN: 978 0 7340 4938 4.
- Barbet-Massin M. y W. Jetz. 2015. The effect of

range changes on the functional turnover, structure and diversity of bird assemblages under future climate scenarios. *Global Change Biology*, 21(8): 2917–2928. Doi: 10.1111/gcb.12905.

Bennett, E.M., G.D. Peterson, L.J. Gordon. 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12: 1394–1404. Doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x.

Bennett, E.M., W. Cramer, A. Begossi, G. Cundill, S. Díaz, B.N. Egoh, I.R. Giejzendorffer, C.B. Krug, S. Lavorel, E. Lazos, L. Lebel, B. Martín-López, P. Meyfroidt, H.a. Mooney, J.L. Nel, U.Pascual, K. Payet, N. Pérez Harguindeguy, G.D. Peterson, A-H. Prieur-Richard, B. Reyers, P. Roebeling, R. Sepplet, M. Solan, P. Tschakert, T. Tschardtke, B.L. Turner II, P.H. Verburg, E.F. Viglizzo, P.C.L. White, G. Woodward. 2015. Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Environmental Sustainability*, 14: 76–85. Doi: 10.1016/j.cosus.2015.03.007.

Berbés-Blázquez, M., J.A. González, U. Pascual. 2016. Towards an ecosystem services approach that addresses social power relations. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 19(1): 134–146. Doi: 10.1016/j.cosust.2016.02.003.

Berkes, F., C. Folke. 1998. Linking social and ecological systems: management practice and social mechanism for building resilience. Cambridge University Press, Cambridge, 459 pp.

Biermann, F. 2014. Earth system governance: World Politics in the Anthropocene. Cambridge, MA: MIT Press.

Biggs R., M. Schlüter, D. Biggs, E.L. Bohensky, S. BurnSilver, G. Cundill, V. Dakos, T.M. Daw, L.S. Evans, K. Kotschy, A.M. Leitch, C. Meek, A. Quinlan, C. Raudsepp-Hearne, M.D. Robards, M. L. Schoon, L. Schultz, P.C. West. 2012. Toward principles for enhancing the resilience of ecosystem services. *Annual Review of Environment and Resources*, 37: 421–448. Doi: 10.1146/annurev-environ-051211-123836.

Binder, C.R., J. Hinkel, P.W.G. Bots, and C. Pahl-Wostl. 2013. Comparison of frameworks for analyzing social-ecological systems. *Ecology and Society*, 18(4): 26. Doi: 10.5751/ES-05551-180426.

Blomqvist, L., B.W. Brook, E.C. Ellis, P.M. Kareiva, T. Nordhaus, M. Shellenberger. 2013. Does the shoe fit? Real versus imagined ecological footprints. *PLoS Biology*, 11(11): e1001700. Doi: 10.1371/journal.pbio.1001700.

Blondel, J. 2006. The ‘design’ of Mediterranean landscapes: a millennial story of humans

and ecological systems during the Historic Period. *Human Ecology*, 34:713–729. Doi: 10.1007/s10745-006-9030-4.

Boillat S., F.M. Scarpa, J.P. Robson, I. Gasparri, T.M. Aide, A.P. Dutra Aguiar, L.O. Anderson, M. Batistella, M. Gestereira Fonseca, C. Fudemma, H.R. Grau, S-L. Mathez-Stiefel, J.P. Metzger, J.P.H. Balbaud Ometo, M.A. Pedlowski, S.G. Perz, V. Robiglio, L. Soler, I. Vieira, E.S. Brondizio. 2017. Land system science in Latin America: challenges and perspectives. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26: 37–46. Doi: 10.1016/j.cosust.2017.01.015.

Boron, V., E. Payán, D. MacMillan, J. Tzanopoulos. 2016. Achieving sustainable development in rural areas in Colombia: Future scenarios for biodiversity conservation under land use change. *Land Use Policy*, 59: 27–37. Doi: 10.1016/j.landusepol.2016.08.017.

Bryan, B.A., C.M. Raymond, N.D. Crossman, D.H. Macdonald. 2010. Targeting the management of ecosystem services based on social values: where, what, and how?. *Landscape and Urban Planning*, 97 (2), 111–122. Doi: 10.1016/j.landurbplan.2010.05.002.

Butchart, S.H.M., M. Walpole, B. Collen, A. van Strien, J.P.W. Scharlemann, R.E.A. Almond, J.E.M. Baille, B. Bomhard, C. Brown, J. Bruno, K.E. Carpenter, G.M. Carr, J. Chanson, A.M. Chenery, J. Csirke, N.C. Davidson, F. Dentener, M. Foster, A. Galli, J.N. Galloway, P. Genovesi, R.D. Gregory, M. Hockings, V. Kapos, J.-F. Lamarque, F. Leverington, J. Loh, M.A. McGeoch, L. McRae, A. Minasyan, M. Hernández Morcillo, T.E.E. Oldfield, D. Pauly, S. Quader, C. Revenga, J.R. Sauer, B. Skolnik, D. Spear, D. Stanwell-Smith, S.N. Stuart, A. Symes, M. Tierney, T.D. Tyrrell, J-C Vié, R. Watson. 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science*, 328(5982): 1164–1168. Doi: 10.1126/science.1187512.

Buytaert, W., R. Céleri, B. De Bièvre, F. Cisneros, G. Wyseure, J. Deckers, R. Hofstede. 2006. Human impact on the hydrology of the Andean paramos. *Earth-Science Reviews*, 79(1): 53–72. Doi: 10.1016/j.earscirev.2006.06.002.

Buzzard V, C.M. Hulshof, T. Birt, C. Violle, B.J. Enquist. 2016. Re-growing a tropical dry forest: functional plant trait composition and community assembly during succession. *Functional Ecology*, 30:1006–1013. Doi: 10.1111/1365-2435.12579.

Cadotte M.W., K. Carscadden, N. Mirotchnick. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48(5): 1079–1087. Doi: 10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x.

Cardinale B.J., J.E. Duffy, A. Gonzalez, D.U. Hooper, C. Perrings, P. Venail, A. Narwani, G.M. Mace, D. Tilman, D.A. Wardle, A.P. Kinzig, G.C. Daily, M. Loreau, J.B. Grace, A. Larigauderie, D.S. Srivastava, S.

Naeem. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486: 59–67. Doi: 10.1038/nature11148.

Carpenter, S.R. y C. Folke. 2006. Ecology for transformation. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(6): 309–315. Doi: 10.1016/j.tree.2006.02.007.

Castillo-Eguskita, N., M.F Schmitz, M. Onaindia, A.J. Rescia. 2019. Linking biophysical and economic assessments of ecosystem services for a social-ecological approach to conservation planning: application in a Biosphere Reserve (Biscay, Spain). *Sustainability*, 11(11): 3092. Doi: 10.3390/su11113092.

Castro-Nunez, A., O. Mertz, A. Buritica, C.C. Sosa, S.T. Lee. 2017. Land related grievances shape tropical forest-cover in areas affected by armed-conflict. *Applied Geography*, 85:39-105. Doi: 10.1016/j.apgeog.2017.05.007.

CBD. 2010. Aplicación del Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020, incluidas las Metas de Aichi para la Diversidad Biológica. Viviendo en armonía con la naturaleza. Disponible en: <https://www.cbd.int/reports>.

CEDE, 2016. Centro de Estudios Económicos. Facultad de Economía. University de Los Andes – Colombia. <https://datoscede.uniandes.edu.co/>.

Chan, K.M.A., P. Balvanera, K. Benessaiah, M. Chapman, S. Díaz, E. Gómez-Baggethun, R. Gould, N. Hannahs, K. Jax, S. Klain, G.W. Luck, B. Martín-López, B. Muraca, B. Norton, K. Ott, U. Pascual, T. Satterfield, M. Tadaki, J. Taggart, N. Turner. 2016. Why protect nature? Rethinking values and the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113 (6): 1462-1465. Doi: 10.1073/pnas.1525002113.

Chan, K.M.A., T. Satterfield, J. Goldstein. 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics*, 74, 8–18. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2011.11.011.

Chapin III, F.S., E.S. Zavaleta, V.T. Eviner, R.L. Naylor, P.M. Vitousek, H.L. Reynolds, D.U. Hooper, S. Lavorel, O.S. Sala, S.E. Hobbie, M. Mack, S. Díaz. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405, 234-242. Doi: 10.1038/35012241.

Coldin, J. and S. Barthel. 2019. Exploring the social-ecological systems discourse 20 years later. *Ecology and Society*, 24(1): 2. Doi: 10.5751/ES-10598-240102.

Collins, S.L., S.R. Carpenter, S.M. Swinton, D.E. Orenstein, D.L. Childers, T.L. Gragson, N.B. Grimm, J.M. Grove, S.L. Harlan, J.P. Kaye, A.K. Knapp, G.P. Kofinas, J.J. Magnuson, W.H. McDowell, J.M. Melack, L.A. Ogden, G.P. Robertson, M.D. Smith, A.C.

Whitmer. 2011. An integrated conceptual framework for long-term social-ecological research. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(6): 351-357. Doi: 10.1890/100068.

Comisión Europea. 2015. Cumbre del Clima de París 2015. Disponible en: https://ec.europa.eu/clima/policies/international/negotiations/paris_en.

Córdova-Tapia, F. y L. Zambrano. 2015. La diversidad funcional en la ecología de comunidades. *Ecosistemas*, 24(3): 78-87. Doi.: 10.7818/ECOS.2015.24-3.10.

Corlett, R.T. 2015. The Anthropocene concept in ecology and conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, Vol. 30, No. 1: 36 – 41. Doi: 10.1016/j.tree.2014.10.007.

Corporación Autónoma Regional del Tolima – Cortolima. 2013a. Plan de Gestión Ambiental Regional del Tolima 2013 – 2023.

Corporación Autónoma Regional del Tolima – Cortolima. 2013b. Determinantes y asuntos ambientales a considerar en los planes de ordenamiento territorial. Subdirección de Planeación y Gestión Tecnológica. 273 pág.

Corporación Autónoma Regional del Tolima – Cortolima. 2014. Atlas Ambiental del Tolima. ISBN: 978-958-99672-1-8

Corporación Autónoma Regional del Tolima – Cortolima. 2018. Sistema Departamental de Áreas Protegidas y Estrategias Complementarias de Conservación del Tolima. SIDAP – Tolima. Secretaría Técnica del SIDAP – Tolima. 38 pág.

Costanza, R. 2000. Social Goals and the Valuation of Ecosystem Services. *Ecosystems*, 3: 4–10 Doi: 10.1007/s100210000002.

Costanza, R, R. Darge, R. DeGroot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O’ Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton, M. van de Belt. 1997. The value of the world’ s ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253–260.

Costanza, R., B. Fisher, S. Alí, C. Beer, L. Bond, R. Boumans, N.L. Danigelis, J. Dickinson, C. Elliot, J. Farley, D.E. Gayer, L. Macdonald, T. Hudspeth, D. Mahoney, L. McGahill, B. McIntosh, B. Reed, S.A. Turab, D.M. Rizzo, T. Simpatico. 2007. Quality of life: an approach integrating opportunities, human needs, and subjective well-being. *Ecological Economics*, 61: 267-276. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2006.02.023.

CRIT 2010. Asociación de Autoridades Tradicionales del Consejo Regional Indígena del Tolima. <https://crit.com.co/resguardos-indigenas/> (accesed 1 April 2017).

- Crutzen, P.J. 2002. Geology of Mankind. *Nature*, 415, 23. Doi: 10.1038/415023aDO.
- Crutzen, P.J. y E.F. Stoermer. 2000. The 'Anthropocene'. IGBP Newsletter, No 41. ISSN 0284-5865.
- Crutzen, P.J. y W. Steffen. 2003. How long have we been in the anthropocene era? *Climatic change* 61: 251–257. Doi: 10.1023/B:CLIM.0000004708.74871.62.
- Cruz-García, G.S., E. Sachet, G. Blundo-Canto, M. Vanegas, M. Quintero. 2017. To what extent have the links between ecosystem services and human well-being been researched in Africa, Asia, and Latin America?. *Ecosystem Services*, 25: 201–212. Doi: 10.1016/j.ecoser.2017.04.005.
- Cuenca, P., R. Arriagada, C. Echeverría. 2016. How much deforestation do protected areas avoid in tropical Andean landscape?. *Environmental Science & Policy*, (56): 56–66. Doi: 10.1016/j.envsci.2015.10.014.
- Cumming, G.S., A. Buerkert, E.M. Hoffmann, E. Schlecht, S. von Cramon-Taubadel, T. Tscharnkte. 2014. Implications of agricultural transitions and urbanization for ecosystem services. *Nature*, Vol. 515. Doi: 10.1038/nature13945.
- Daily, G.C. 1997. Nature's services: societal dependence on natural ecosystems. Island Press, Washington D.C. p. 392.
- Daily, G.C., S. Polasky, J. Goldstein, P.M. Kareiva, H.A. Mooney, L. Pejchar, T.H. Ricketts, J. Salzman, R. Shallenberger. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1): 21–28. Doi:10.1890/080025.
- DANE. 2005. Departamento Administrativo Nacional de Estadística. Censo General Colombiano. www.dane.gov.co.
- DANE. 2015. Informe de coyuntura económica regional. Departamento del Tolima 2014. DANE – Banco de la República 2015. 107 Pág. ISSN 1794-3582.
- Daniel T. C., A. Muhar, A. Arnberger, O. Aznar, J. Boyd, K. Chan, R. Costanza, T. Elmqvist, C. Flint, P. Gobster, A. Grêt-Regamey, R. Lave, S. Muhar, M. Penker, R. G. Ribe, T. Schauppenlehner, T. Sikor, I. Soloviy, M. Spierenburg, K. Taczanowska, J. Tam, A. von der Dunk. 2012. Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109, 8812–8819. Doi: 10.1073/pnas.1114773109.
- Daw, T., K. Brown, S. Rosendo, R. Pomeroy. 2011. Applying the ecosystem services concept to poverty alleviation: the need to disaggregate human well-being. *Environmental Conservation*, 38(4): 370–379. Doi:10.1017/S0376892911000506.
- Daw, T.M., S. Coulthard, W.W.L. Cheung, K. Brown, C. Abunge, D. Galafassi, G.D. Peterson, T.R. McClanahan, J.O. Omukoto, L. Munyi. 2015. Evaluating taboo trade-offs in ecosystems services and human well-being. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol 112(22): 6949–6954. Doi: 10.1073/pnas.1414900112.
- Dawson, N., y A. Martin. 2015. Assessing the contribution of ecosystem services to human well-being: a disaggregated study in western Rwanda. *Ecological Economics*, 117, 62–72. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2015.06.018
- De Bello F., S. Lavorel, S. Diaz, R. Harrington, J.H. C. Cornelissen, R.D. Bardgett, M.P. Berg, P. Cipriotti, C.K. Feld, D. Hering, P. Martin da Silva, S.G. Potts, L. Sandin, J.P. Sousa, J. Storkey, D.A. Wardle, P.A. Harrison. 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation*, 19: 2873–2893. Doi: 10.1007/s10531-010-9850-9.
- De Groot, R.S. 1987. Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics. *The Environmentalist*, 7(2): 105–109. Doi: 10.1007/BF02240292.
- De Groot, R.S., M.A. Wilson, R.M.J. Boumans. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41: 393–408. Doi: 10.1016/S0921-8009(02)00089-7.
- De Groot, R.S., R. Alkemade, L. Braat, L. Hein, L. Willemen. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, (7): 260–272. Doi: 10.1016/j.ecocom.2009.10.006.
- Dearing, J.A., R. Wang, K. Zhang, J.G. Dyke, H. Haberl, Md.S. Hossain, P.G. Langdon, T.M. Lenton, K. Raworth, S. Brown, J. Carstensen, M.J. Cole, S.E. Cornell, T.P. Dawson, C.P. Doncaster, F. Eigenbrod, M. Flörke, E. Jeffers, A.W. Mackay, B. Nykvist, G.M. Poppy. 2014. Safe and just operating spaces for regional social-ecological systems. *Global Environmental Change*, (28): 227–238. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.06.012.
- Delerce, S., H. Dorado, A. Grillon, M. Rebolledo, S. Prager, V.H. Patiño, G. Garcés, D. Jiménez. 2016. Assessing weather-yield relationships in rice at local scale using data mining approaches. *PLoS ONE*, 11(8): e0161620. Doi:10.1371/journal.pone.0161620.
- Delgado, M., C. Ulloa, J. Ramírez. 2015. La economía

nomía del departamento del Tolima: Diagnóstico y perspectivas de mediano plazo. FEDESARROLLO – Colombia.

Devictor V., D. Mouillot, C. Meynard, F. Jiguet, W. Thuiller, N. Mouquet. 2010. Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology Letters*, 13: 1030–1040. Doi: 10.1111/j.1461-0248.2010.01493.x.

Díaz, S., J. Fargione, F.S. Chapin III, D. Tilman. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *Plos Biology*, Vol 4 (8): e277. Doi: 10.1371/journal.pbio.0040277.

Díaz S., S. Lavorel, F. De Bello, F. Quétier, K. Grigulis, T.M. Robson. 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104: 20684–20689. Doi: 10.1073/pnas.0704716104.

Díaz, S., S. Demissew, J. Carabias, C. Joly, M. Lonsdale, N. Ash, A. Larigauderie, J. RamAdhikari, S. Arico, A. Baldí, A. Bartuska, I.A. Baste, A. Bilgin, E. Brondizio. 2015. The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14:1–16. Doi: 10.1016/j.cosus.2014.11.002.

Dirzo, R., H.S. Young, M. Galetti, G. Ceballos, N.J.B. Isaac, B. Collen. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science*, (345): 6195. Doi: 10.1126/science.1251817.

Dornelas, M., L.H. Antao, F. Moyes, A.E. Bates, A.E. Magurran, D. Adams, A.A. Akhmetzhanova, W. Appletans, J.M. Acros, H. Arnold, N. Ayyappan, G. Baidihi, A.H. Baird, M. Barbosa, T.E. Barreto, C. Bässler, A. Bellgrove, J. Berlmark, L. Benedetti-Cecchi, B.J. Bett, A.D. Bjorkman, M. Blazewicz, A. Hoey. 2017. BioTIME: A database of biodiversity time series for the Anthropocene. *Global Ecology and Biogeography*, 27: 760–786. Doi: 10.1111/geb.12729.

Duffy, J.E. 2002. Biodiversity and ecosystem function: the consumer connection. *Oikos*, 99: 201–219. Doi: 10.1034/j.1600-0706.2002.990201.x.

Echeverría-Londoño, S., T. Newbold, L.N. Hudson, S. Contu, S.L.L. Hill, I. Lysenko, E. Arbeláez-Cortés, I. Armbrrecht, T. Boekhout, J. Cabra-García, Y. Dominguez-Haydar, G. Nates-Parra, D.L. Gutiérrez-Lamus, D. Higuera, P.J. Isaacs-Cubides, C.A. Lopez-Quintero, E. Martinez, D.R. Miranda-Esquivel, L.E. Navarro-Iriarte, J. A. Noriega, S.E. Otavo, A. Parra-H, K. Poveda, M.P. Ramirez-Pinilla, J.C. Rey-Velasco, L. Rosselli, A.H. Smith-Pardo, J.N. Urbina-Cardona, A. 2016. Modelling and projecting the response of local assemblage composition to

land use change across Colombia. *Purvis Diversity and Distributions*, (22): 1099–1111. Doi: 10.1111/ddi.12478.

Edie, S.M., D. Jablonski, J.W. Valentine. 2018. Contrasting responses of functional diversity to major losses in taxonomic diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 23(4): 732–737. Doi:10.1073/pnas.1717636115.

Ellis, E.C. y N. Ramankutty. 2008. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(8): 439–447. Doi: 10.1890/070062.

Ellis, E.C., J.O. Kaplan, D.Q. Fuller, S. Vavrus, K.K. Goldewijk, P.H. Verburg. 2013. Used planet: A global history. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(20): 7978–7985. Doi: 10.1073/pnas.1217241110.

Ellis, E.C. 2015. Ecology in an anthropogenic biosphere. *Ecological Monographs*, 85(3): 287–331. Doi: 10.1890/14-2274.1.

EME. 2011. La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. Síntesis de Resultados. Fundación Biodiversidad. www.ecomilenio.es/informe.-sintesis-eme/2321.

Eraso, N., D. Armenteras, J. Renata. 2013. Land use and land cover change in the Colombian Andes: dynamics and future scenarios. *Journal of Land Use Science*, 8: 154–174. Doi: 10.1080/1747423X.2011.650228.

Escobar, S., J-C. Pintaud, H. Balslev, R. Bernal, M. Moraes Ramírez, B. Millán, R. Montúfar. 2018. Genetic structuring in a Neotropical palm analyzed through an Andean orogenesis-scenario. *Ecology and Evolution*, (8):8030–8042. Doi: 10.1002/ece3.4216.

Esquivel, A., L. Llanos-Herrera, D. Agudelo, S. D. Prager, K. Fernandes, A. Rojas, J.J. Valencia, J. Ramirez-Villegas. 2018. Predictability of seasonal precipitation across major crop growing areas in Colombia. *Climate Services*, (12): 36–47. Doi: 10.1016/j.cliser.2018.09.001.

Etter, A., C. McAlpine, H. Possingham. 2008. Historical patterns and drivers of landscape change in Colombia since 1500: a regionalized spatial approach. *Annals of the Association of American Geographers*, 98:1, 2–23. Doi: 10.1080/00045600701733911.

Etter, A. y W. van Wyngaarden. 2000. Patterns of landscape transformation in Colombia, with emphasis in the Andean region. *Ambio*, 29(7): 432–439. Doi: 10.1579/0044-7447-29.7.432.

FederaciónColombianadeGanaderos-FEDEGAN.

2012. Estadísticas 2012/Inventario Bovino Nacional.

Fischer, A.P. 2018. Forest landscapes as social-ecological systems and implications for management. *Landscape and Urban Planning*, 177: 138–147. Doi: 10.1016/j.landurbplan.2018.05.001.

Fischer J., T.A. Gardner, E.M. Bennett, P. Balvanera, R. Biggs, S. Carpenter, T. Daw, C. Folke, R. Hill, T.P. Hughes, T. Luthe, M. Maass, M. Meacham, A.V. Noström, G. Peterson, C. Queiroz, R. Seppelt, M. Spierenburg, J. Tenhunen. 2015. Advancing sustainability through mainstreaming a social – ecological systems perspective. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14: 144 – 149. Doi: 10.1016/j.cosust.2015.06.002.tural

Fisher, B. y R.K. Turner. 2008. Ecosystem services: classification for valuation. *Biological Conservation*, 141(5):1167–1169. Doi: 10.1016/j.biocon.2008.02.019.

Flint, C.G., I. Kunze, A. Muhar, Y. Yoshida, M. Penker. 2013. Exploring empirical typologies of human-nature relationships and linkages to the ecosystem services concept. *Landscape and Urban Planning*, (120): 208–217. Doi: 10.1016/j.landurbplan.2013.09.002.

Forero-Medina G. y L. Joppa. 2010. Representation of global and national conservation priorities by Colombia's protected area network. *PLoS ONE*, 5(10): e13210. Doi: 10.1371/journal.pone.0013210.

Foley, J.A., R. DeFries, G.P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S.R. Carpenter, F.S. Chapin, M.T. Coe, G.C. Daily, H.K. Gibbs, J.H. Helkowski, T. Holloway, E.A. Howard, C.J. Kucharik, C. Monfreda, J.A. Patz, I.C. Prentice, N. Ramankutty, P.K. Snyder. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*, (309). Doi: 10.1126/science.1111772.

Folke, C., A. Jansson, J. Rockström et al. 2011. Reconnecting to the biosphere. *Ambio*, 40(7): 719–738. Doi: 10.1371/journal.pone.0013210.

Fonseca, C.R. y G. Ganade. 2001. Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology*, 89: 118 –125. Doi: 10.1046/j.1365-2745.2001.00528.x

Fukami, T. 2004. Assembly history interacts with ecosystem size to influence species diversity. *Ecology*, 85: 3234–3242. Doi: 10.1890/04-0340.

Gaffney, O. y W. Steffen. 2017. The Anthropocene equation. *The Anthropocene Review*, Vol. 4(1): 53 –61. Doi: 10.1177/2053019616688022.

Gamfeldt, L., H. Hillebrand, P.R. Jonsson. 2008. Multiple functions increase the importance of biodiversity for overall ecosystem functioning. *Ecology*, 89(5): 1223–1231. Doi: 10.1890/06-2091.1

García-Llorente, M., B. Martín-López, S. Díaz, C. Montes. 2011. Can ecosystem properties be fully translated into service values? An economic valuation of aquatic plants services. *Ecological Applications*, 21, 3083–3103. Doi: 10.1890/10-1744.1.

Garret, R.D., I. Koh, E.F. Lambin, Y. le Polain de Waroux, J.H. Kastens, J.C. Brown. 2018. Intensification in agriculture-forest: Land use responses to development and conservation policies in Brazil. *Global Environmental Change*, (53): 233–243. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2018.09.011.

Gobernación del Tolima. 2015. La grandeza del Tolima. Secretaría de Planeación y TIC. Dirección Gestión Pública Territorial.

Gómez-Baggethun E. y D. Barton. 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86: 235–245. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2012.08.019.

González-M. R., G. Hernando, P. Isaacs, H. Cuadros, R. López-Camacho, N. Rodríguez, K. Perez, F. Mijares, A. Castaño-Naranjo, R. Jurado, A. Idarra-ga-Piedrahita, A. Rojas, H. Vergara, C. Pizano. 2018. Disentangling the environmental heterogeneity, floristic distinctiveness and current threats of tropical dry forests in Colombia. *Environmental Research Letters*, 13:1–12. Doi: 10.1088/1748-9326/aaad74.

Groot, J.C.J., S.G. Yalaw, W.A.H. Rossing. 2018. Exploring ecosystem services trade-offs in agricultural landscapes with a multi-objective programming approach. *Landscape and Urban Planning*, 172: 29–36. Doi: 10.1016/j.landurbplan.2017.12.008.

Haines-Young R. y M. Potschin. 2018. Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure. Available from www.cices.eu.

Harrison P.A., P.M. Berry, G. Simpson, J.R. Haslett, M. Blicharska, M. Bucur, R. Dunford, B. Egoh, M. Garcia-Llorente, N. Geamăna, W. Geertsema, E. Lommelen, L. Meiresonne, F. Turkelboom. 2014. Linkages between biodiversity attributes and ecosystem services: A systematic review. *Ecosystem Services*, 9: 191–203. Doi: 10.1016/j.ecoser.2014.05.006.

Häyhä T., P.L. Lucas, D.P. van Vuuren, S.E. Cornell, H. Hoff. 2016. From Planetary Boundaries to national fair shares of the global safe operating space — How can the scales be bridged?. *Global Environmental Change*, (40): 60–72. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2016.06.008.

Hevia, V. 2017. Explorando el efecto de los usos

del suelo sobre la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas: un análisis basado en la diversidad taxonómica y funcional. Tesis Doctoral. Departamento Interuniversitario de Ecología. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid.

Hevia, V., B. Martín-López, S. Palomo, M. García-Llorente, F. De Bello, J.A. González. 2017. Trait-based approaches to analyze links between the drivers of change and ecosystem services: synthesizing existing evidence and future challenges. *Ecology and Evolution*, 7:831-844. Doi: 10.1002/ece3.2692.

Hevia, V., J. Ortega, F.M. Azcárate, C. López, J. A. González. 2018. Exploring the effect of soil management intensity on taxonomic and functional diversity of ants in Mediterranean olive groves. *Agricultural and Forest Entomology*, 21(1): 109-118. Doi: 10.1111/afe.12313.

Hermelin, M. 2016. Landscapes and Landforms of Colombia. World Geomorphological Landscapes. Springer International Publishing. Switzerland. ISBN 978-3-319-11800-0 (eBook). Doi: 10.1007/978-3-319-11800-0.

Hernández-Morcillo, M., T. Plieninger, C. Bieling. 2013. An empirical review of cultural ecosystem service indicators. *Ecological Indicators*, 29:434-444. Doi: 10.1016/j.ecolind.2013.01.013.

Herrero-Jáuregui, C., C. Arnaiz-Schmitz, C.M. Reyes, M. Telesnicki, I. Agramonte, M.H. Easdale, M.F. Schmitz, M. Aguiar, A. Gómez-Sal, C. Montes. 2018. What do we talk about when we talk about social-ecological systems? A literature review. *Sustainability*, 10(8): 2950. Doi: 10.3390/su10082950.

Hooper D.U., F.S. Chapin III, J.J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J.H. Lawton, D.M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A.J. Symstad, J. Vandermeer, D.A. Wardle. 2005 Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75, 3-35. Doi: 10.1890/04-0922.

Horton, B.K., V.J. Anderson, V. Caballero, J.E. Saylor, J. Nie, M. Parra, A. Mora. 2015. Application of detrital zircon U-Pb geochronology to surface and subsurface correlations of provenance, paleodrainage, and tectonics of the Middle Magdalena Valley Basin of Colombia. *Geosphere*, v. 11, no. 6, p. 1790-1811. Doi:10.1130/GES01251.1.

Hossain, S., S.J. Pogue, L. Trenchard, A.P.E. Van Oudenhoven, C. Washbourne, E.W. Muiruri, A.M. Tomczyk, M. García-Llorente, R. Hale, V. Hevia, T. Adams, L. Tavallali, S. De Bell, M. Pye, F. Resende. 2017. Identifying future research directions for biodiversity, ecosystem services and sustainability: perspectives from early-career researchers. *International Journal of Sustainable Development &*

World Ecology, 25 (3): 249-261. Doi: 10.1080/13504509.2017.1361480.

Hysing E. y R. Lidskog. 2018. Policy Contestation over the Ecosystem Services Approach in Sweden. *Society & Natural Resources*, 31:4, 393-408. Doi: 10.1080/08941920.2017.1413719

IDEAM. 2015. Memoria Técnica del Mapa de Ecosistemas Continentales, Marinos y Costeros 2005-2009.

Instituto Geográfico Agustín Codazzi – IGAC. 2004. Estudio general de suelos y zonificación de tierras departamento del Tolima.

Instituto Geográfico Agustín Codazzi – IGAC. 2011. Geografía de Colombia. Subdirección de Geografía y Cartografía. Bogotá D. C. Imprenta Nacional de Colombia. 366 pág. ISBN 978-958-8323-38-1.

IPBES. 2008. Informe de la Reunión especial a nivel intergubernamental y de múltiples interesados directos sobre la plataforma intergubernamental científico-normativa sobre diversidad biológica y servicios de los ecosistemas. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Putrajaya (Malasia). Disponible en: https://www.ipbes.net/system/tdf/downloads/UNEP_IPBES_1_6_ES.pdf?file=1&type=node&id=14444.

IPBES. 2018. The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for the Americas. Rice, J., C.S. Seixas, M.E. Zaccagnini, M. Bedoya-Gaitan, N. Valderrama (Eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 656 pages.

Isbell F., V. Calcagno, A. Hector, J. Connolly, W. S. Harpole, P.B. Reich, M. Scherer-Lorenzen, B. Schmid, D. Tilman, J. van Ruijven, A. Weigelt, B.J. Wilsey, E.S. Zavaleta, M. Loreau. 2011. High plant diversity is needed to maintain ecosystem services. *Nature*, 477: 199-203. Doi: 10.1038/nature10282.

Ives, D.C., M. Giusti, J. Fischer, D.J. Abson, K. Klanniecki, C. Dorninger, J. Laudan, S. Barthel, P. Abernethy, B. Martín-López, C.M. Raymond, D. Kendal, H. von Wehrden. 2017. Human-nature connection: a multidisciplinary review. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26-27:106-113. Doi: 10.1016/j.cosust.2017.05.005.

Jiménez, G., O. López, L. Jaimes, R. Mier Umaña. 2016. Variaciones en el estilo estructural relacionado con anisotropías de basamento en el Valle Medio del Magdalena. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40 (155):312-319. Doi: 10.18257/issn.0370-3908.

Johnson, C.N., A. Balmford, W. Barry, B.W. Brook,

- J.C. Buettel, M. Galetti, L. Guangchun, J.M. Wilmsmshurst. 2017. Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. *Science*, 356, 270–275. Doi: 10.1126/science.aam9317.
- Kallis, G., E. Gómez-Baggethun, C. Zografos. 2013. To value or not to value? That is not the question. *Ecological Economics*, 94, 97–105. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2013.07.002.
- Kates R.W., W.C. Clark, R. Corell, M. Hall, C.C. Jaeger, I. Lowe, J.J. McCarthy, H.J. Schellnhuber, B. Bolin, N.M. Dickson, S. Faucheux, G.C. Gallopin, A. Grübler, B. Huntley, J. Jäger, N.S. Jodha, R.E. Kasperson, A. Mabogunje, P. Matson, H. Mooney, B. Moore, T.O' Riordan, U. Svedin. 2001. Sustainability science. *Science*, 292: 641–642. Doi: 10.1126/science.1059386.
- Kates, R. 2011. What kind of a science is sustainability science? *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(19): 19449–19450. Doi: 10.1073/pnas.1116097108.
- Kang, S., W. Ma, F. Yonghong Li, Q. Zhang, J. Niu, Y. Ding, F. Han, X. Sun. 2015. Functional redundancy instead of species redundancy determines community stability in a typical steppe of Inner Mongolia. *PLoS ONE*, 10 (12): e0145605. Doi:10.1371/journal.pone.0145605.
- La Notte, A., S. Vallecillo, A. Marqués, J. Maes. 2019. Beyond the economic boundaries to account for ecosystem services. *Ecosystem Services*, (35): 116–129. Doi: 10.1016/j.ecoser.2018.12.007.
- Lambin, F., B.L. Turner, H.J. Geist, S.B. Agbola, A. Angelsen, J.W. Bruce, O.T. Coomes, R. Dirzo, G. Fischer, C. Folke, P.S. George, K. Homewood, J. Imbernon, R. Leemans, X. Li, E.F. Moran, M. Mortimore, P.S. Ramakrishnan, J.F. Richards, H. Saknes, W. Steffen, G.D. Stone, U. Svedin, T.A. Veldkamp, C. Vogel, J. Xu. 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11: 261–269. Doi: 10.1016/S0959-3780(01)00007-3.
- Lang D.J., A. Wiek, M. Bergmann, M. Stauffacher, P. Martens, P. Moll, M. Swilling, C.J. Thomas. 2012. Transdisciplinary research in sustainability science: practice, principles, and challenges. *Sustainability Science*, 7(Suppl 1): 25. Doi:10.1007/s11625-011-0149-x.
- Laurans, Y., A. Rankovic, R. Billé, R. Pirard, L. Mermet. 2013. Use of ecosystem services economic valuation for decision making: questioning a literature blindspot. *Journal of Environmental Management*, 119, 209–219. Doi: 10.1016/j.jenvman.2013.01.008.
- Laurans, Y. y L. Mermet. 2014. Ecosystem services economic valuation, decision-support system or advocacy?. *Ecosystem Services*, 7, 98–105. Doi: 10.1016/j.ecoser.2013.10.002.
- Lavorel, S. y E. Garnier. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16, 545–556. Doi: 10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x.
- Lawrence, R.J. 2003. Human ecology and its applications. *Landscape and Urban Planning*, 65: 31–40. Doi: 10.1016/S0169-2046(02)00235-9.
- Lerner, A.M., A.F. Zuluaga, J. Chará, A. Etter, T. Searchinger. 2017. Sustainable cattle ranching in practice: Moving from theory to planning in Colombia's livestock sector. *Environmental Management*, 60: 176 – 184. Doi: 10.1007/s00267-017-0902-8.
- Leslie, H.M., X. Basurto, M. Nenadovic, L. Sievanen, K.C. Cavanaugh, J.J. Costa-Nieto, B.E. Erisman, E. Finkbeiner, G. Hinojosa-Arango, M. Moreno-Báez, S. Navavarapu, S.M.W. Reddy, A. Sánchez-Rodríguez, K. Siegel, J.J. Ulibarria-Valenzuela, A.H. Weaver, O. Aburto-Oropeza. 2015. Operationalizing the social-ecological systems framework to assess sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol. 112 No. 19: 5979–5984. Doi: 10.1073/pnas.1414640112.
- Lescouret, F., D. Magda, G. Richard, A-F. Adam-Blondon, M. Bardy, J. Baudry, I. Doussan, B. Dumont, F. Lefèvre, I. Litrico, R. Martin-Clouaire, B. Montuelle, S. Pellerin, M. Plantegenest, E. Tancoigne, A. Thomas, H. Guyomard, J-F. Soussana. 2015. A social-ecological approach to managing multiple agro-ecosystem services. *Current opinion in Environmental Sustainability*, 14: 68–75. Doi: 10.1016/j.cosust.2015.04.001.
- Leviston Z., I. Walker, M. Green, J. Price. 2018. Linkages between ecosystem services and human wellbeing: A nexus webs approach. *Ecological Indicators*, (93): 658–668. Doi: 10.1016/j.ecolind.2018.05.052.
- Lewis, S.L. y M.A. Maslin 2015. Defining the Anthropocene. *Nature*, Vol. 519: 171–180. Doi: 10.1038/nature14258.
- Liu, J., T. Dietz, S. R. Carpenter, M. Alberti, C. Folke, E. Moran, A.N. Pell, P. Deadman, T. Kratz, J. Lubchenco, E. Ostrom, Z. Ouyang, W. Provencher, C.L. Redman, S.H. Schneider, W.W. Taylor. 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science*, 317: 1513–1516. Doi: 10.1126/science.1144004.
- Lundershausen, J.G. 2018. Marking the boundaries of stratigraphy: Is stratigraphy able and willing to define, describe and explain the Anthropocene?. *Geography and Environment*: e00055. Doi: 10.1002/geo2.55.

Mace, G.M., W. Cramer, S. Díaz, D.P. Faith, A. Lagraderie, P. Le Prestre, M. Palmer, C. Perrings, R.J. Scholes, M. Walpole, B.A. Walther, J.E.M. Watson, H.A. Mooney. 2010. Biodiversity targets after 2010. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2:3–8. Doi: 10.1016/j.cosust.2010.03.003.

Mace, G.M., K. Norris and A.H. Fitter. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution*, 27(1): 19–26. Doi: 10.1016/j.tree.2011.08.006.

Mace G. M., B. Reyers, R. Alkemade, R. Biggs, F.S. Chapin III, S.E. Cornell, S. Díaz, S. Jennings, P. Leadley, P.J. Mumby, A. Purvis, R.J. Scholes, A.W.R. Seddon, M. Solan, W. Steffen, G. Woodward. 2014. Approaches to defining a planetary boundary for biodiversity. *Global Environmental Change*, (28): 289–297. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.07.009.

Marchesi, G. 2015. The blood of heroes: Nationalist bodies, National soils, and the scientific conservation of the Federation of Colombian Coffee-Growers (1927–1946). *Environment and Planning A: Economy and Space*, (0): 1–18. Doi: 10.1177/0308518X15597447.

Marull, J., O. Delgadillo, C. Cattaneo, M.J. La Rota, F. Krausmann. 2018. Socioecological transition in the Cauca river valley, Colombia (1943–2010): towards an energy–landscape integrated analysis. *Regional Environmental Change*, 18(4): 1073–1087. Doi:10.1007/s10113-017-1128-2.

Martín-López, B., E. Gómez-Baggethun, J.A. González, P.L. Lomas, C. Montes. 2009. The assessment of ecosystem services provided by biodiversity: rethinking concepts and research needs. Chapter 9. In: *Handbook of Nature Conservation*. J.B. Aronoff (Ed). Nova Science Publishers, Inc. ISBN 978-1-60692-993-3.

Martín-López, B., I. Iniesta-Arandia, M. García-Llorente, I. Palomo, I. Casado-Arzuaga, D. García Del Amo, E. Gómez-Baggethun, E. Oteros-Rozas, I. Palacios-Agundez, B. Willaarts, J.A. González, F. Santos-Martín, M. Onaindia, C.A. López-Santiago, C. Montes. 2012. Uncovering ecosystem services bundles through social preferences. *PloS ONE*, 7(6): e38970. Doi:10.1371/journal.pone.0038970.

Martín-López, B., E. Gómez-Baggethun, M. García-Llorente, C. Montes. 2014. Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecological Indicators*, 37: 220–228. Doi: 10.1016/j.ecolind.2013.03.003.

Martín-Sastre, R., F. Ravera, J.A. González, C. López-Santiago, I. Bidegain, G. Munda. 2017. Mediterranean landscapes under change: Combining

social multicriteria evaluation and the ecosystem services framework for land use planning. *Land Use Policy*, (67): 472–486. Doi: 10.1016/j.landusepol.2017.06.001.

Mason, N.W.H., F. De Bello, D. Mouillot, S. Pavoine, S. Dray. 2013. A guide for using functional diversity indices to reveal changes in assembly processes along ecological gradients. *Journal of Vegetation Science*, 24: 794–806. Doi: 10.1111/jvs.12013.

Mayfield M.M., S.P. Bonser, J.W. Morgan, I. Aubin, S. McNamara, P. A. Veski. 2010. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land use change. *Global Ecology and Biogeography*, 19(4): 423–431. Doi: 10.1111/j.1466-8238.2010.00532.x.

Maxwell, S.L., R.A. Fuller, T.M. Brooks, J.E.M. Watson. 2016. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, (536): 143. Doi: 10.1038/536143a.

McAlpine, C.A., A. Etter, P.M. Fearnside, L. Seabrook, W.F. Laurance. 2009. Increasing world consumption of beef as a driver of regional and global change: A call for policy action based on evidence from Queensland (Australia), Colombia and Brazil. *Global Environmental Change*, 19: 21 – 33. Doi: 10.106/j.gloenvcha.2008.10.008.

McGill, B.J., M. Dornelas, N.J. Gotelli, A.E. Magurran. 2015. Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. *Trends in Ecology & Evolution*, Vol. 30, No. 2: 104 – 113. Doi: 10.1016/j.tree.2014.11.006.

McNeely, J.A. 2003. Conserving forest in times of violent conflict. *Oryx*, 37: (2): 142 – 152. Doi: 10.1017/S003605303000334.

Mejía, J. 2015. La población del territorio colombiano al momento de la conquista: una revisión crítica de estudios. *Economía & Región*, Vol. 9, No. 2, pp. 7–46.

Mitchell, M.G.E., E.M. Bennett, A. Gonzalez. 2013. Linking landscape connectivity and ecosystem service provision: Current knowledge and research gaps. *Ecosystems*, 16: 894–908. Doi: 10.1007/s10021-013-9647-2.

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (MADS y PNUD). 2014. Quinto Informe Nacional de Biodiversidad de Colombia ante el Convenio de Diversidad Biológica. Bogotá, D.C., Colombia. 101 p.

Monastersky, R. 2014. Life – a status report. *Nature*, (516): 159. Doi: 10.1038/516158a.

- Moore, F.C. y D.B. Díaz. 2015. Temperature impacts on economic growth warrant stringent mitigation policy. *Nature Climate Change*, (5): 127–131. Doi: 10.1038/NCLIMATE2481.
- Mouchet, M.A., S. Villéger, N.W.H. Mason, D. Mouillot. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24: 867–876. Doi: 10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x.
- Mouillot D., N.A.J. Graham, S. Villéger, N.W.H. Mason, D.R. Bellwood. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, 28:167–177.
- Naciones Unidas 2012. Cumbre de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo Sostenible "Rio+20". Río de Janeiro (Brasil) 20 a 22 de junio de 2012. Disponible en: https://rio20.un.org/sites/rio20.un.org/files/a-conf.216-l-1_spanish.pdf
- Naeem S. 2002. Disentangling the impacts of diversity on ecosystem functioning in combinatorial experiments. *Ecology*, 83(10): 2925–2935. Doi: 10.2307/3072027.
- Naranjo, A., J. Horner, R. Jahoda, L.W. Diamond, A. Castro, A. Uribe, C. Perez, H. Paz, C. Mejia, J. Weil. 2017. La Colosa Au Porphyry Deposit, Colombia: Mineralization styles, structural controls, and age constraints. *Economic Geology*, Vol. 113, no. 3, pp. 553–578. Doi: 10.5382/econgeo.2018.4562; 26 p.
- Newbold T., L.N. Hudson, S.L.L. Hill, S. Contu, I. Lysenko, R.A. Senior, L. Börger, D.J. Bennett, A. Choimes, B. Collen, J. Day, A. De Palma, S. Díaz, S. Echeverria-Londoño, M.J. Edgar, A. Feldman, M. Garon, M.L.K. Harrison, T. Alhusseini, D.J. Ingram, Y. Itescu, J. Kattge, V. Kemp, L. Kirkpatrick, M. Kleyer, D.L. Pinto Correia, C.D. Martin, S. Meiri, M. Novosolov, Y. Pan, H.R.P. Phillips, D.W. Puerkes, A. Robinson, J. Simpson, S.L. Tuck, E. Weiher, H.J. White, R.M. Ewers, G.M. Mace, J.P.W. Scharlemann, A. Purvis. 2015. Global effects of land use and local terrestrial biodiversity. *Nature*, (45): 520. Doi: 10.1038/nature14324.
- Newbold T., L.N. Hudson, A.P. Arnell, S. Contu, A. De Palma, S. Ferrier, S.L. L. Hill, A.J. Hoskins, I. Lysenko, H.R.P. Phillips, V.J. Burton, C.W.T. Chng, S. Emerson, D.Gao, G. Pask-Hale, J. Hutton, M. Jung, K. Sanchez-Ortiz, B.I. Simmons, S. Whitmee, H. Zhang, J.P.W. Scharlemann, A. Purvis. 2016. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science*, (353): 6296. Doi: 10.1126/science.aaf2201.
- Nieto-Romero, M., E. Oteros-Rozas, J. González, B. Martín-López. 2014. Exploring the knowledge landscape of ecosystem services assessments in Mediterranean agroecosystems: insights for future research. *Environmental Science and Policy*, 37, 121–133. Doi: 10.1016/j.envsci.2013.09.003.
- Norgaard, R.B. 1994. Development betrayed. The end of the progress and a coevolutionary revision of the future. Routledge, San Francisco, California, 296 pp.
- Oliver T.H., M.S. Heard, N.J. Isaac, D.B. Roy, D. Procter, F. Eigenbrod, R. Freckleton, A. Hector, C. D.L. Orme, O.L. Petchey, V. Proença, D. Raffaelli, K.B. Suttle, G.M. Mace, B. Martín-López, B.A. Woodcock, J.M. Bullock. 2015. Biodiversity and resilience of ecosystem functions. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(11): 673–684. Doi: 10.1016/j.tree.2015.08.009.
- Ospina-Tascon, J.J., C.A. Velandia Silva, E. Peñaloza Kairuz. 2019. Deepening in the Magdalena river influence with historical growth of Honda (Colombia). An atypical case of urban morphological study in Latin America. *Cogent Social Sciences*, 5: 1595295. Doi: 10.1080/23311886.2019.1595295.
- Ostrom, E. 2009. A general framework for analyzing sustainability of socio-ecological systems. *Science*, 325: 419–422. Doi: 10.1126/science.1172133.
- Palsson, G., B. Szerszynski, S. Sörlin, J. Marks, B. Avril, C. Crumley, H. Hackmann, P. Holm, J. Ingram, A. Kirman, M. Pardo Buendía, R. Weehuizen. 2013. Reconceptualizing the 'Anthropos' in the Anthropocene: Integrating the social sciences and humanities in global environmental change research. *Environmental Science & Policy*, Vol 28: 3–13. Doi: 10.1016/j.envsci.2012.11.004.
- Paruelo J.M. 2010. Valoración de servicios ecosistémicos y planificación del uso del territorio ¿Es necesario hablar de dinero? En: Laterra, P., E.G. Jobbagy, P.M. Paruelo. (Eds). Valoración de servicios ecosistémicos. Conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. CONICET. Argentina. 720 p.
- Petrosillo I., R. Aretano, G. Zurlini. 2015. Socioecological Systems. *Reference Module in Earth System and Environmental Sciences*. Doi: 10.1016/B978-0-12-409548-9.09518-X.
- Phalan, B., M. Bertzky, S.H.M. Butchart, P.F. Donald, J.P.W. Scharlemann, A.J. Stattersfields, A. Balmford. 2013. Crop expansion and conservation priorities in Tropical countries. *PLoS One*, 8 (1): e51759. Doi: 10.1371/journal.pone.0051759.
- Pinto R., V.N. de Jonge, J.C. Marques. 2014. Linking biodiversity indicators, ecosystem functioning, provision of services and human well-being in estuarine systems: Application of a conceptual framework.

Ecological Indicators, 36: 644 – 655. Doi: 10.1016/j.ecolind.2013.09.015.

Pizano, C., M. Cabrera, H. García. 2014. Bosque Seco Tropical en Colombia; generalidades y contexto. En: Pizano C. & García, H. (Eds). 2014. El Bosque Seco Tropical en Colombia. pp 354. Bogotá, S. C., Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IavH).

Potschin, M. y R. Haines-Young. 2016. Defining and measuring ecosystem services. In: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R. and Turner, R.K. (eds) *Routledge Handbook of Ecosystem Services*. Routledge, London and New York, pp. 25-44. Available from: <http://www.routledge.com/books/details/9781138025080/>.

Queiroz C., R. Beilin, C. Folke, R. Lindborg. 2014. Farmland abandonment: threat or opportunity for biodiversity conservation? A global review. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12: 288–296. Doi:10.1890/120348.

Rands, M.R.W., W.M. Adams, L. Bennun, S.H.M. Butchart, A. Clements, D. Coomes, A. Entwistle, I. Hodge, V. Kapos, J.P.W. Scharlemann, W.J. Sutherland, B. Vira. 2010. Biodiversity conservation: challenges beyond 2010. *Science*, 10(329): 1298-1303. Doi: 10.1126/science.1189138.

Rangel-Ch., O. 2015. The Colombian biodiversity: meaning and regional distribution. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 39(151): 176–200. Doi: 10.18257/raccefyn.136.

Reinoso-Flórez G., F.A. Villa-Navarro, S. Losada-Prado, G. Guevara and A. Forero-Céspedes. 2014, 2015, 2016. Plan de Manejo ambiental de los humedales del departamento del Tolima. Fase I: Ambalemita, El Burro, El Oval, El Zancudal, La Garcera, Moya de Enrique, La Pedregosa, La Zapuna. Fase II: Albania, El Azuceno, El Saman, La Huaca, Laguna de Coya, Las Garzas, Río Viejo, Saldaña. Fase III: Caracolí, El Silencio, El Toro, Gavilán, Toqui-Toqui. Universidad del Tolima – CORTOLIMA.

Reyers, B., R. Biggs, G.S. Cumming, T. Elmqvist, A. Hejnowicz and S. Polasky. 2013. Getting the measure of ecosystem services: a social-ecological approach. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11 (5), 268–273. Doi: 10.1890/120144.

Ricaurte L.F., M.H. Olaya-Rodríguez, J. Cepeda-Valencia, D. Lara, J. Arroyave-Suárez, C. Max Finlayson C, I. Palomo. 2017. Future impacts of drivers of change on wetland ecosystem services in Colombia. *Global Environmental Change*, 44: 158–169. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2017.04.001.

Rincón-Díaz, M.P., S.J. Pittman, I. Arismendi, S. Heppell. 2018. Functional diversity metrics detect

spatio-temporal changes in the fish communities of a Caribbean marine protected area. *Ecosphere*, 9(10): e02433. Doi: 10.1002/ecs2.2433.

Rincón-Ruiz, A., P. Arias-Arévalo, J.M. Núñez Hernández, H. Cotler, M. Aguado Caso, P. Meli, A. Tauro, V.D. Ávila Akerberg, V.S. Avila-Foucat, J.P. Cardenas, L.A. Castillo Hernández, L.G. Castro, V.A. Cerón Hernández, A. Contreras Araque, J. Deschamps-Lomeli, J.M. Galeana-Pizaña, K. Guillén Oñate, J.A. Hernández Aguilar, A.D. Jimenez, L.A. López Mathamba, L. Márquez Pérez, M.L. Moreno Díaz, W. Marín Marín, V. Ochoa, M.A. Sarmiento, A. Tauro, J. Díaz Tomite, L.L. Tique Cardozo, A. Trujillo Acosta, T. Waldron. 2019a. Applying integrated valuation of ecosystem services in Latin America: Insights from 21 case studies. *Ecosystem Services*, 36: 100901. Doi: 10.1016/j.ecoser.2019.100901.

Rincón-Ruiz, A., J. Rojas-Padilla, C. Agudelo-Rico, M. Perez-Rincon, S. Vieira-Samper, J. Rubiano-Paez. 2019b. Ecosystem services as an inclusive social metaphor for the analysis and management of environmental conflicts in Colombia. *Ecosystem Services*, 37: 100924. Doi: 10.1016/j.ecoser.2019.100924.

Rockström, J., W. Steffen, K. Noone, Å. Persson, F.S. Chapin III, E.F. Lambin, T.M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H.J. Schellnhuber, B. Nykvist, C.A. de Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sörlin, P.K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R.W. Corell, V.J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen, and J.A. Foley. 2009. A safe operating space for humanity. *Nature*, 461: 472-475. Doi:10.1038/461472a.

Rodríguez, N., D. Armenteras, J. Retana. 2013. Land use and land cover change in the Colombian Andes: dynamics and future scenarios. *Journal of Land Use Science*, 8:2, 609-618. Doi: 10.1080/1747423X.2011.650228.

Rodríguez, N., D. Armenteras, J. Retana. 2015. National ecosystems services priorities for planning carbon and water resource management in Colombia. *Land Use Policy*, 42: 609-618. Doi: 10.1016/j.landusepol.2014.09.013.

Rodríguez-Loinaz, G., J.G. Alday, M. Onaindia. 2015. Multiple ecosystem services landscape index: A tool for multifunctional landscapes conservation. *Journal of Environmental Management*, (147): 152-163. Doi: 10.1016/j.jenvman.2014.09.001.

Ruiz, D., H.A. Moreno, M.E. Gutiérrez, P.A. Zapata. 2008. Changing climate and endangered high mountain ecosystems in Colombia. *Science of the Total Environment*, 398(1): 122-132. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.02.038

Sala, O., F.S. Chapin III, J.J. Armesto, E. Berlow, J. Bloomfield, R. Dirzo, E. Huber-Sanwald, L.F. Huenneke, R.B. Jackson, A. Kinzig, R. Leemans, D.M. Lodge,

- H.A. Mooney, M. Oesterheld, N.L. Poff, M.T. Sykes, B.H. Walker, M. Walker, D.H. Wall. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287 (5459): 1770-1774. Doi: 10.1126/science.287.5459.1770.
- Salas-Salazar, L.G. 2016. Armed conflict and territorial configuration: elements for the consolidation of the peace in Colombia. *Bitácora*, 26(2): 45–57. Doi: 10.15446/bitacora.v26n2.57605.
- Salazar, A., A. Sánchez, J.C. Villegas, J.F. Salazar, D. Ruiz Carrascal, S. Sitch, J.D. Restrepo, G. Poveda, K.J. Feeley, L.M. Mercado, P.A. Arias, C.A. Sierra, M.R. Uribe, A.M. Rendón, J.C. Pérez, G. Murray Tortarolo, D. Machado-Bettin, J.A. Posada, Q. Zhuang, J.S. Dukes. 2018. The ecology of peace: preparing Colombia for new political and planetary climates. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16 (9): 1-7. Doi: 10.1002/fee.1950.
- Salgado, H. 2010. El Tolima Milenario. Un viaje por la diversidad. Universidad del Tolima - Museo Antropológico - Banco de la República - Museo del Oro. 227 págs. ISBN 978-958-9243-69-5.
- Salgado, H. y M. Varón. 2019. Early prehispanic settlement in the Magdalena Valley in Tolima, Colombia. Balance and perspectives. *Quaternary International*, (505): 55-68. Doi: 10.1016/j.quaint.2018.04.046.
- Salvati, L. y M. Zitti. 2009. Assessing the impact of ecological and economic factors on land degradation vulnerability through multiway analysis. *Ecological Indicators*, 9(2): 357-363. Doi: 10.1016/j.ecolind.2008.04.001.
- Salvati, L. y P. Serra. 2016. Estimating rapidity of change in complex urban system: A multidimensional, local-scale approach. *Geographical Analysis*, 48: 132–156. Doi: 10.1111/gean.12093.
- Sánchez-Cuervo, A.M., T.M. Aide, M.L. Clark, A. Etter. 2012. Land cover change in Colombia: Surprising forest recovery trends between 2001 and 2010. *PLoS ONE*, 7(8): e43943. Doi: 10.1371/journal.pone.0043943.
- Sánchez-Cuervo, A.M. y T.M. Aide. 2013a. Identifying hotspots of deforestation and reforestation in Colombia (2001–2010): implications for protected areas. *Ecosphere*, 4(11): 1-21. Doi: 10.1890/ES13-00207.1.
- Sánchez-Cuervo, A.M. y T.M. Aide. 2013b. Consequences of the armed conflict, forced human displacement, and land abandonment on forest cover change in Colombia: A multi-scaled analysis. *Ecosystems*, 16: 1052 – 1070. Doi: 10.1007/s10021-013-9667-y.
- Santamaría M., A. Areiza, C. Matallana, C. Solano, S. Galán. 2018. Estrategias complementarias de conservación en Colombia. Instituto Humboldt, Resnatur y Fundación Natura. Bogotá, Colombia. 29 p.
- Santos-Martín, F., C. Montes, P. Alcorlo, S. García-Tiscar, B. González, M.R. Vidal-Abarca, M. L. Suárez, L. Royo, I. Ferriz, J. Barragán, J.A. Chica, C. López, J. Benayas. 2015. La aproximación de los servicios ecosistémicos aplicada a la gestión pesquera. Fondo Europeo de Pesca, Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 227 p.
- Sandifer, P.A., A.E. Sutton-Grier, B.P. Ward. 2015. Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation. *Ecosystem Services*, (12): 1-15. Doi: 10.1016/j.ecoser.2014.12.007.
- Schmitz, M.F., C. Arnaiz-Schmitz, C. Herrero-Jauregui, P. Díaz, D.G. Matos, F.D. Pineda. 2018. People and nature in the Fuerteventura Biosphere Reserve (Canary Islands): socioecological relationships under climate change. *Environmental Conservation*, 45(1): 20-29. Doi: 10.1017/S0376892917000169.
- Schmitz, M.F., De Aranzabal, I., Aguilera, P., Rescia, A., Pineda, F.D., 2003. Relationship between landscape typology and socioeconomic structure. Scenarios of change in Spanish cultural landscapes. *Ecological Modelling*, 168: 343–356. Doi: 10.1016/S0304-3800(03)00145-5.
- Schmitz, M.F., C. Herrero-Jauregui, C. Arnaiz-Schmitz, I.A. Sánchez, A.J. Rescia, F.D. Pineda. 2017. Evaluating the role of a protected area on hedgerow conservation: the case of a Spanish cultural landscape. *Land Degradation & Development*, 28: 833-842. Doi: 10.1002/ldr.2659.
- Schmitz, M.F., D.G. Matos, I. De Aranzabal, D. Ruiz-Labourdette, F.D. Pineda. 2012. Effects of a protected area on land-use dynamics and socioeconomic development of local populations. *Biological Conservation*, 149: 122–135. Doi: 10.1016/j.bioccon.2012.01.043.
- Schultz, M., L. Berg, T. Hahn, L. Hård af Segerstad. 2013. Making the value of ecosystem services visible. Proposals to enhance well-being through biodiversity and ecosystem services, 68. Swedish Government Official Report No. 2013:68. Stockholm: Swedish Government Offices.
- Seppelt, R., C.F. Dormann, F.V. Eppink, S. Lautenbach, S. Schmidt. 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, 48: 630-636. Doi: 10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x
- Sontera, L.J., J.A. Johnson, C.C. Nicholson, L.L. Richardson, K.B. Watson, T.H. Ricketts. 2017. Multisite

interactions: Understanding the offsite impacts of land use change on the use and supply of ecosystem services. *Ecosystem Services*, 23: 158–164. Doi: 10.1016/j.ecoser.2016.12.012.

Souza, G.B.G y M. Vianna. 2019. Fish-based indices for assessing ecological quality and biotic integrity in transitional waters: A systematic review. *Ecological indicators*, 109: 105665. Doi: 10.1016/j.ecolind.2019.105665.

Steffen, W., J. Grinevald, P. Crutzen, J. McNeill. 2011. The Anthropocene: conceptual and historical perspectives. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 369: 842–867 Doi:10.1098/rsta.2010.0327.

Steffen, W., W. Broadgate, L. Deutsch, O. Gaffney, C. Ludwing. 2015a. The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. *The Anthropocene Review*, Vol 2(1): 81-98. Doi: 10.1177/2053019614564785.

Steffen, W., K. Richardson, J. Rockström, S.E. Cornell, I. Fetzer, E.M. Bennett, R. Biggs, S.R. Carpenter, W. de Vries, C.A. de Wit, C. Folke, D. Gerten, J. Heinke, G.M. Mace, L.M. Persson, V. Ramanathan, B. Reyers, S. Sörlin. 2015b. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347, 1259855. Doi: 10.1126/science.1259855.

Steffen, W., J. Rockström, K. Richardson, T.M. Lenton, C. Folke, D. Liverman, C.P. Summerhayes, A.D. Barnosky, S.E. Cornell, M. Crucifixi, J.F. Donges, I. Fetzer, S.J. Lade, M. Scheffer, R. Winkelmann, H.J. Schellnhuber. 2018. Trajectories of the earth system in the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(33): 8252–8259. Doi: 10.1073/pnas.1810141115.

Suding K.N. y L.J. Goldstein. 2008. Testing the Holy Grail framework: using functional traits to predict ecosystem change. *New Phytologist*, 180(3): 559–562. Doi: 10.1111/j.1469-8137.2008.02650.x.

TEEB Foundations. 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Earthscan, London and Washington.

Teichert, N., M. Lepage, J. Lobry. 2018. Beyond classic ecological assessment: The use of functional indices to indicate fish assemblages sensitivity to human disturbance in estuaries. *Science of The Total Environment*, 639(15): 465–47. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.05.179

Tilman, D., J. Knops, D. Wedin, P. Reich, M. Ritchie, E. Siemann. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, 277: 1300–1302.

Tilman D., P.B. Reich, F. Isbell. 2012. Biodiversity

impacts ecosystem productivity as much as resources, disturbance, or herbivory. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 109, 10394–10397. Doi: 10.1073/pnas.1208240109.

Törnroos, A., L. Pecuchet, J. Olsson, A. Gårdmark, M. Blomqvist, M. Lindegren, E. Bonsdorff. 2018. Four decades of functional community change reveals gradual trends and low interlinkage across trophic groups in a large marine ecosystem. *Global Change Biology*, 25:1235–1246. Doi: 10.1111/gcb.14552

Tucker, M.A., K. Böhning-Gaese, W.F. Fagan, J.M. Fryxell, B. Van Moorter, S.C. Alberts, A.H. Ali, A.M. Allen, N. Attias, T. Avgar, H. Bartlam-Brooks, B. Bayarbaatar, J.L. Belant, A. Bertassoni, D. Beyer, L. Bidner, F.M. van Beest, S. Blake, N. Blaum, C. Bracis, D. Brown, P.J. Nico de Bruyn, F. Cagnacci, J.M. Calabrese, C. Camilo-Alves, S. Chamaillé-Jammes, A. Chiaradia, S.C. Davidson, T. Dennis, S. DeStefano, D. Diefenbach, I. Douglas-Hamilton, J. Fennessy, C. Fichtel, W. Fiedler, C. Fischer, I. Fischhoff, C.H. Fleming, A.T. Ford, S.A. Fritz, B. Gehr, J.R. Goheen, E. Gurarie, M. Hebblewhite, M. Heurich, A.J.M. Hewison, C. Hof, E. Hurme, L.A. Isbell, R. Janssen, F. Jeltsch, P. Kaczensky, A. Kane, P.M. Kappeler, M. Kauffman, R. Kays, D. Kimuyu, F. Koch, B. Kranstauber, S. LaPoint, P. Leimgruber, J.D.C. Linnell, P. López-López, A. C. Markham, J. Mattisson, E.P. Medici, U. Mellone, E. Merrill, G. de Miranda Mourão, R.G. Morato, N. Morellet, T.A. Morrison, S.L. Díaz-Muñoz, A. Mysterud, D. Nandintsetseg, R. Nathan, A. Niamir, J. Odden, R.B. O' Hara, L.G.R. Oliveira-Santos, K.A. Olson, B.D. Patterson, R.C. de Paula, L. Pedrotti, B. Reineking, M. Rimpler, T.L. Rogers, C.M. Rolandsen, C.S. Rosenberry, D.I. Rubenstein, K. Safi, S. Saïd, N. Sapir, H. Sawyer, N. Martin Schmidt, N. Selva, A. Sergiel, E. Shiilegdamba, J.P. Silva, N. Singh, E.J. Solberg, O. Spiegel, O. Strand, S. Sundaresan, W. Ullmann, U. Voigt, J. Wall, D. Wattles, M. Wikelski, C.C. Wilmsers, J.W. Wilson, G. Wittemyer, F. Zieba, T. Zwijacz-Kozica, T. Mueller. 2018. Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements. *Science*, (359): 466–469. Doi: 10.1126/science.aam9712.

Turner, K.G., S. Anderson, M. Gonzalez-Chang, R. Costanza, S. Courville, T. Dalgaard, E. Dominati, I. Kubiszewski, S. Ogilvy, L. Porfirio, N. Ratna, H. Sandhu, P.C. Sutton, J-C Svenning, G.M. Turner, Y-D Varennes, A. Voinov, S. Wratten. 2016. A review of methods, data, and models to assess changes in the value of ecosystem services from land degradation and restoration. *Ecological Modelling*, (319): 190 – 207. Doi: 10.1016/j.ecolmodel.2015.07.017.

UK National Ecosystem Assessment 2014. The UK National Ecosystem Assessment: Synthesis of the Key Findings. UNEP-WCMC, LWEC, UK. 100 p.

Vía Campesina 2007. Nyéléni Declaration. Forum for Food Sovereignty. <https://nyeleni.org/>

Vihervaara, P., M. Rönkä, M. Walls. 2010. Trends in Ecosystem Service Research: Early Steps and Current Drivers. *Ambio*, 39: 314-324. Doi: 10.1007/s13280-010-0048-x.

Vilà M., J.L. Espinar, M. Hejda, P.E. Hulme, V. Jarošík, J.L. Maron, J. Pergl, U. Schaffner, Y. Sun, P. Pyšek. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters*, 14: 702–708. Doi: 10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x.

Vilardy, S., Ú. Jaramillo, C. Flórez, J. Cortés-Duque, L. Estupiñán, J. Rodríguez, C. Aponte. 2014. Principios y criterios para la delimitación de humedales continentales: una herramienta para fortalecer la resiliencia y la adaptación al cambio climático en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, 100 pág.

Villéger, S., J.R. Miranda, D.F. Hernández, D. Mouillot. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20: 1512-1522. Doi: 10.1890/09-1310.1. Walker, B.H. 1992. Biodiversity and Ecological Redundancy. *Conservation Biology*, 6(1): 18–23. Doi:10.1046/j.1523-1739.1992.610018.x.

Wallace, K.J. 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, 139: 235-246. Doi: 10.1016/j.biocon.2007.07.015

Watson, K.B., G.L. Galford, L.J. Sonter, I. Koh, T.H. Ricketts. 2019. Effects of human demand on conservation planning for biodiversity and ecosystem services. *Conservation Biology*, 33(4): 942–952. Doi: 10.1111/cobi.13276.

Wilkerson, M.L., M.G.E. Mitchell, D. Shanahan, K. A. Wilson, C.D. Ives, C.E. Lovelock, J.R. Rhodes. 2018. The role of socio-economic factors in planning and managing urban ecosystem services. *Ecosystem Services*, 31: 102–110. Doi: 10.1016/j.ecoser.2018.02.017

Xu, J., R.E. Grumbine, P. Beckschäfer. 2014. Landscape transformation through the use of ecological and socioeconomic indicators in Xishuangbanna, Southwest China, Mekong Region. *Ecological Indicators*, 36: 749-756. Doi: 10.1016/j.ecoind.2012.08.023.

Zwisler, J.J. 2018 The Intergenerational Perception of the Causes and Effects of Language Loss in the Pijao Community of Natagaima, Colombia. *Lenguaje*, 46(2), 220-241. Doi: 10.25100/lenguaje.v46i2.6581.



Marco Polo describe un puente, piedra por piedra,
-Pero ¿Cuál es la piedra que sostiene al puente?,
pregunta Kublai Kan-
El puente no está sostenido por esta piedra o por
aquella- Responde Marco Polo-, sino por la línea del
arco que ellas forman.
Kublai permanece silencioso, reflexionando.
Después añade:
-¿Por qué me hablas de las piedras? lo único que
importa es el arco.
Marco Polo responde:
-Sin piedras, no hay arco-

Italo Calvino. Las Ciudades Invisibles

Capítulo 2

Análisis de la complejidad socio-ecológica de Tolima.

Identificación de los vínculos entre paisaje, socioeconomía y conflicto armado

2.1 Introducción

2.2 Métodos

2.2.1 Área de estudio

2.2.2 Recogida de datos

2.2.3 Análisis de la estructura del paisaje

2.2.4 Relaciones paisaje-características socio-políticas

2.2.5 Modelo de predicción de cambio del paisaje en un escenario posconflicto

2.3 Resultados

2.3.1 Configuración del paisaje

2.3.2 Relaciones socio-políticas y ecológicas

2.3.3 Predicción de cambios en el paisaje. Modelo basado en un escenario posconflicto

2.4 Discusión

2.4.1 Naturaleza, paisajes rurales y conflicto socio-político

2.4.2 Simulación de un escenario de paisaje posconflicto

2.5 Conclusiones

Referencias

Capítulo 2. Análisis de la complejidad socio-ecológica de Tolima. Identificación de los vínculos entre paisaje, socioeconomía y conflicto armado

2.1 Introducción

En el transcurso de la historia, los asentamientos humanos han generado paisajes culturales en los que tradicionalmente los patrones de usos del suelo han dependido tanto de las condiciones ecológicas prevalecientes como de factores culturales, socioeconómicos y políticos (Etter y van Wyngaarden, 2000; Wardell *et al.*, 2003). Estas interacciones sociedad–naturaleza configuran los paisajes culturales como sistemas adaptativos complejos, de acuerdo con los contextos biofísicos y socioeconómicos particulares de cada lugar (Berkes y Folke, 1998; Liu *et al.*, 2007; Ostrom, 2009). Por lo tanto, los sistemas naturales y socioeconómicos se encuentran acoplados inextricablemente, dando lugar a sistemas socio–ecológicos que interactúan a múltiples escalas temporales y espaciales (Folke, 2006; Ostrom, 2009; Ribeiro *et al.*, 2013). Las interacciones a largo plazo entre las personas y su entorno tienen una gran influencia sobre la configuración del paisaje y, los cambios en las estructuras y los procesos sociales se reflejan en el funcionamiento, estructura y dinámica de los ecosistemas en diferentes dimensiones (Schmitz *et al.*, 2003; Etter *et al.*, 2006; De Aranzabal *et al.*, 2008; Verburg *et al.*, 2016; Herrero-Jáuregui *et al.*, 2018). Con frecuencia estos cambios han generado no solo la degradación del suelo, sino también de la biodiversidad cultural y del conocimiento ecológico tradicional, esenciales para el mantenimiento de los paisajes culturales (Antrop, 2006; Schmitz *et al.*, 2017).

Un ejemplo muy significativo de estos procesos se encuentra en América Latina, donde durante el último siglo se ha producido un intenso proceso de deforestación relacionado principalmente con el establecimiento de nuevas tierras dedicadas a la agricultura y a la ganadería (Gibbs *et al.*, 2010; Lerner *et al.*, 2017). Particularmente en Colombia, desde la era Precolombina y la Conquista española, las transformaciones del territorio han afectado a grandes extensiones de sus ecosistemas, en especial en las áreas montañosas de la región Andina, en las que ha tenido lugar una notable deforestación de los bosques de alta montaña y los páramos (Etter y van Wyngaarden, 2000; Armenteras *et al.*, 2003; Álvarez-Berrios y Aide, 2015). De hecho, la distribución de la tierra desde que Colombia se independizó, en el siglo XIX, ha sido el punto crítico del proceso de establecimiento de grupos armados ilegales (Richani, 1997). A su vez, durante las últimas cinco décadas, el conflicto armado ha sido un importante impulsor de transformación del paisaje en Colombia.

El conflicto armado ha dado lugar tanto al abandono gradual de la tierra como a su explotación y deforestación excesivas (Salas-Salazar, 2016). Así, en algunas áreas dedicadas tradicionalmente a usos agrícolas, el abandono del territorio ha estimulado la regeneración del bosque (Sánchez-Cuervo y Aide, 2013a; Suárez et al., 2018a), en un proceso conocido como "conservación a punta de pistola" (Dávalos, 2001; McNeely, 2003; Chaves-Agudelo et al., 2015; Ordway, 2015; Armenteras et al., 2019). En otras zonas, la apropiación y la explotación excesiva de los recursos naturales llevada a cabo por los grupos armados ha favorecido el proceso de deforestación (Álvarez, 2001, 2003; Dávalos, 2001; Etter et al., 2006). Esta dinámica de cambios de usos del suelo ha tenido importantes consecuencias socioeconómicas (Álvarez, 2003; Marull et al., 2018) sobre las comunidades rurales, que han sido desplazadas por la fuerza y desposeídas ilegalmente de sus tierras, incluso en áreas consideradas formalmente como protegidas (World Commission on Protected Areas, 2003; Ralieggh, 2011; Castro-Nunez et al., 2017). Además, hay que destacar que el conflicto armado ha tenido lugar en zonas muy ricas en biodiversidad, como ha venido sucediendo de forma habitual durante el último siglo en otros lugares sometidos a guerras y conflagraciones (Fjeldså et al., 2005; Hanson et al., 2011; Baumann y Kummerle, 2016). De esta manera la guerra civil ha supuesto amenazas significativas tanto para la conservación y la gestión de los recursos naturales, como para el bienestar socioeconómico de la población local (Dávalos, 2001; Stevens et al., 2011).

El Acuerdo de Paz entre el gobierno colombiano y las Fuerzas Armadas Revolucionarias de Colombia (FARC) se firmó en 2016, tras de muchos obstáculos desde el comienzo de las negociaciones en 1980. La firma de este acuerdo terminó con más de medio siglo de guerra en el país, aunque en la actualidad Colombia aún está lejos de ser un país pacífico (Vargas, 2012; Sánchez-Cuervo y Aide, 2013b; Rehm, 2015; Karl, 2017; Stevenson, 2017). Desde su firma, la reincidencia de los excombatientes se ha dirigido hacia el crimen organizado, generalmente sin relación con fines políticos (Kaplan y Nussio, 2018). El final de la guerra genera muchas incertidumbres sobre las posibles consecuencias ambientales y socioeconómicas derivadas de las nuevas condiciones sociopolíticas que prevalecen en Colombia. Varios autores señalan que podrían desencadenarse complejas transformaciones socio-ecológicas ligadas a la aceleración del proceso de deforestación (Boron et al., 2016; Baptiste et al., 2017; Castro-Nunez et al., 2017; Armenteras et al., 2019; Salazar et al., 2018; Grima y Singh, 2019). De hecho, tras la resolución de largos conflictos de este tipo, los países tienden a priorizar factores sociales y económicos, olvidando a menudo las consideraciones de tipo ambiental (Salazar et al., 2018). Sin embargo, las consecuencias de los procesos de guerra y paz sobre los recursos naturales y la conservación de la

biodiversidad apenas han sido estudiadas y, a menudo, los datos disponibles sobre los usos y coberturas del suelo (LULC) en escenarios de posconflicto son escasos, incompletos o inexistentes. La mayoría de los estudios sobre este tema se centran en patrones de cambio del territorio, tasas e impulsores de la deforestación a macro-escala, pero se sabe muy poco sobre las dinámicas asociadas con las interacciones entre los usos del suelo, las características socioeconómicas locales y el conflicto armado (Vargas, 2012). En el caso concreto de Colombia, no se ha explorado con detalle la compleja relación entre la transición de los usos del suelo actualmente en curso y los procesos humanos y biofísicos subyacentes, así como las perspectivas futuras de cambio socio-ecológico (Etter y van Wyngaarden, 2000; Dávalos, 2001; Fjeldså et al., 2005; Stevenson et al., 2010; Boron et al., 2016). Una forma de entender los sistemas socio-ecológicos, y predecir su evolución, es a través del uso de escenarios, que permiten simular posibles trayectorias de futuro debidas a cambios sociales y ecológicos (Carpenter et al., 2006).

Con el fin de llenar este vacío de conocimiento, este capítulo desarrolla un modelo numérico para cuantificar la relación entre la tipología del paisaje y las estructuras sociopolíticas y económicas en Tolima, un departamento colombiano situado en la región Andina, que ha sido históricamente afectado por el conflicto armado y situaciones de violencia, y que se enfrenta en la actualidad a cambios socioeconómicos derivados del Proceso de Paz. En este contexto, los objetivos de este estudio son: i) comprender la relación entre la estructura del paisaje de la región de Tolima y la socioeconomía de la población local; ii) identificar los principales indicadores socio-ecológicos de este complejo sistema de interacciones, algunos de ellos asociados al conflicto armado colombiano; y iii) predecir posibles tipologías futuras del paisaje mediante el desarrollo de un modelo de análisis basado en el diseño de un escenario de simulación vinculado a impulsores socioeconómicos y políticos derivados del Proceso de Paz.

2.2 Métodos

2.2.1 Área de estudio

El departamento de Tolima (23.325 km²) se encuentra en la región Transandina de Colombia (Fig. 7). En esta región, la altitud es el principal factor ecológico, variando desde los 200 m s.n.m. en el Valle del río Magdalena hasta los 5.200 m s.n.m. en la cima del volcán Nevado del Tolima, en el flanco oriental de la cordillera Central de los Andes de Colombia (IGAC, 2004). Esta pronunciada variación altitudinal favorece la presencia de un amplio rango de pisos climáticos con diferentes formaciones vegetales, desde el bosque tropical seco

hasta los páramos. Los páramos son unos sistemas excepcionales, aislados e inhóspitos, endémicos de regiones elevadas de los trópicos, que tienen un papel fundamental en la regulación del suministro de agua a escala regional y en el mantenimiento de altos valores de diversidad biológica, cultural y de paisaje (Buytaert *et al.*, 2006; Rodríguez *et al.*, 2015). Aunque se consideran sistemas de conservación prioritaria (Dávalos, 2001; Fjeldså *et al.*, 2005), los páramos se han convertido en uno de los ecosistemas más amenazados en Colombia (Ruiz *et al.*, 2008).

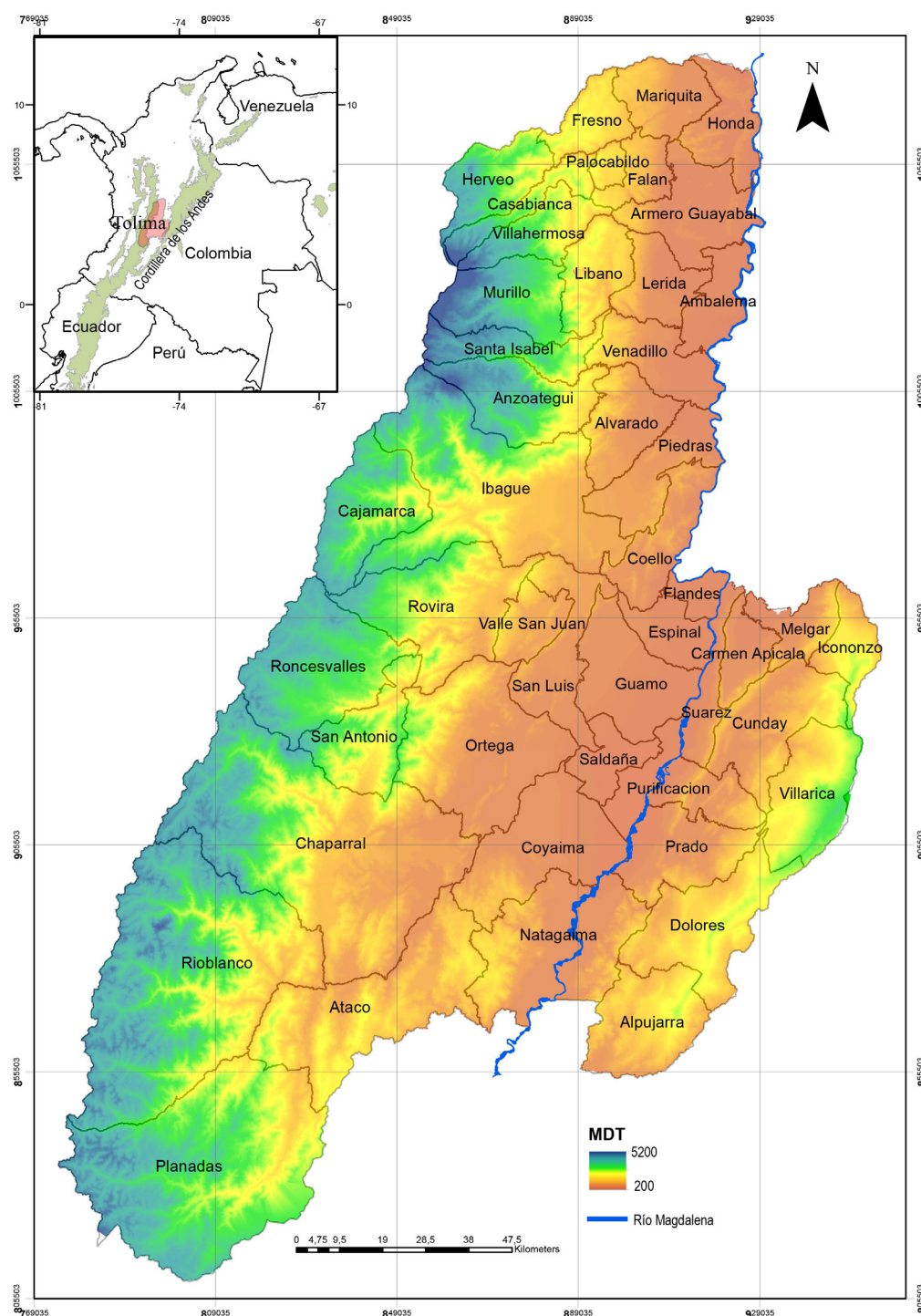


Figura 7. Ubicación del departamento de Tolima, Colombia.

Tolima tiene alrededor de 1.400.000 habitantes, distribuidos en 47 municipios, predominantemente rurales. En los últimos años su población total ha aumentado en un 3%, a pesar de disminuir en un 6% en las áreas rurales. De acuerdo con esto, el crecimiento poblacional del Tolima durante el período 2005-2015 fue uno de los más bajos de Colombia. Desde el punto de vista económico, la contribución del sector servicios al PIB fue la más elevada, mientras que la del sector primario descendió (Renza et al., 2012). Las dinámicas que rigen la economía regional son las mismas que las observadas en la región central del país: procesos de expansión de la frontera agrícola, redistribución de las áreas colonizadas y migración de la población rural hacia áreas más desarrolladas y seguras, ya sea en busca de un mejor nivel de vida o huyendo de los conflictos armados, más intensos en las áreas rurales (Ibáñez y Vélez, 2007).

La transformación histórica de los usos del suelo que ha tenido lugar en Tolima (desde áreas naturales, paisajes semi-naturales y agroecosistemas nativos a áreas agro-industriales intensivas) es coherente con el patrón de cambio del paisaje a mayor escala que ha tenido lugar en la región Andina colombiana (IDEAM, 2015). Estos cambios empezaron con la llegada de los colonizadores españoles y aumentaron después de la revolución industrial; desde entonces, se han ido produciendo complejas transiciones en el uso del suelo (Boron et al., 2016). Actualmente, el proceso de cambio ha alcanzado niveles históricos y en el área de estudio predominan los paisajes transformados (64.2%) (Etter y van Wijnngaarden, 2000; Armenteras et al., 2003; Álvarez-Berríos y Aide, 2015; Rubiano et al., 2017).

En la actualidad, Colombia tiene la tasa mundial más grande de desplazamiento forzado de personas dentro de su territorio, seguida de Siria (UNHCR, 2017; Sierra et al., 2017). El país presenta un marco socio-ecológico complejo en el que los grupos armados ilegales, con intereses particulares en obtener beneficios agro-industriales, han promovido sus propias políticas ambientales y han controlado los recursos naturales más valiosos (Dávalos, 2001; McNeely, 2003; Chaves-Agudelo et al., 2015). En la región Andina colombiana, el contexto social y económico se ha caracterizado por la violencia, la carencia de instituciones gubernamentales, la desigualdad social, el desarrollo desequilibrado y la pobreza generalizada y, a menudo, extrema. En este contexto, Tolima, donde surgieron las FARC y que se ha visto afectado por el conflicto armado durante más de 50 años, puede ser considerado como un corredor estratégico en la lucha armada y uno de los epicentros de desplazamiento forzado (Sánchez-Padilla et al., 2009; Karl, 2017). Por lo tanto, esta región, con una larga historia de conflicto armado e inestabilidad sociopolítica, ofrece una oportunidad óptima para el desarrollo de modelos multivariantes de interacciones socio-ecológicas que incorporen

descriptores cuantitativos de conflicto y violencia. El Acuerdo de Paz firmado significará el inicio de un nuevo capítulo en la historia de Colombia. Este acuerdo contiene un capítulo de “Reforma Rural Integral” , diseñado para contribuir a la transformación de las áreas rurales, reducir las brechas entre el campo y la ciudad y, la crear las condiciones necesarias para mejorar la calidad de vida y el bienestar de la población rural (Mesa de Negociación, 2017). Tolima es uno de los 15 departamentos prioritarios en la implementación de esta reforma. Por ello, es importante desarrollar escenarios de futuro que incluyan todas las dimensiones posibles de las relaciones socio-ecológicas descritas, con el fin de construir un marco conceptual sólido para el análisis de la toma de decisiones relativas a los posibles cambios en el paisaje, la conservación de la biodiversidad, el desarrollo rural y el bienestar humano (Ibáñez y Vélez, 2007; Boron et al., 2016).

2.2.2 Recogida de datos

En los 47 municipios que componen el área de estudio (Apéndice 1) se recopilaron datos cuantitativos de variables biofísicas, socioeconómicas y políticas (relacionadas con el conflicto armado). La información biofísica se obtuvo a partir del Mapa de los Ecosistemas de Colombia 2005-2009 (Metodología Corine Land Cover), a escala 1:100.000 (IDEAM, 2015). Las variables de uso y cobertura del suelo (LULC, por sus siglas en inglés) obtenidas a partir de esta base cartográfica se reclasificaron en categorías más generales para corregir las incertidumbres y duplicaciones de la base de datos utilizada y, finalmente, se consideraron 17 tipos de LULC (Fig. 8). Los datos socioeconómicos y políticos se obtuvieron a partir de la información oficial disponible en el Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE, 2005). La información relativa al conflicto armado se obtuvo del Panel de Conflictos y Violencia del Centro de Estudios sobre Desarrollo Económico (CEDE, 2016), y se seleccionó considerando las modalidades de victimización en Colombia (GMH, 2013). De esta manera, se obtuvo un conjunto de 29 variables socioeconómicas y políticas agrupadas en cuatro categorías: descriptores de la población, condiciones de vida, actividades económicas y descriptores de conflicto y violencia (Tabla 2, Apéndice 2).

Las unidades de referencia espacial fueron los municipios, ya que éstos constituyen la división administrativa más pequeña de gestión local y de toma de decisiones y, además, la información socioeconómica se encuentra a esta escala. Varios autores avalan el uso de los municipios como unidades de análisis en los estudios de paisaje (Schmitz et al., 2003; Verburg et al., 2010; Salvati y Serra, 2016; Sarra et al., 2017; entre otros), ya que son unidades clave en las decisiones de planeamiento territorial, influenciadas por agentes e impulsores de cambio, a pequeña y gran escala, y, además, los datos municipales pro-

porcionan una descripción fiable del contexto socioeconómico local (De Aranzabal *et al.*, 2008; Salvati y Serra, 2016; Arnaiz-Schmitz *et al.*, 2018).

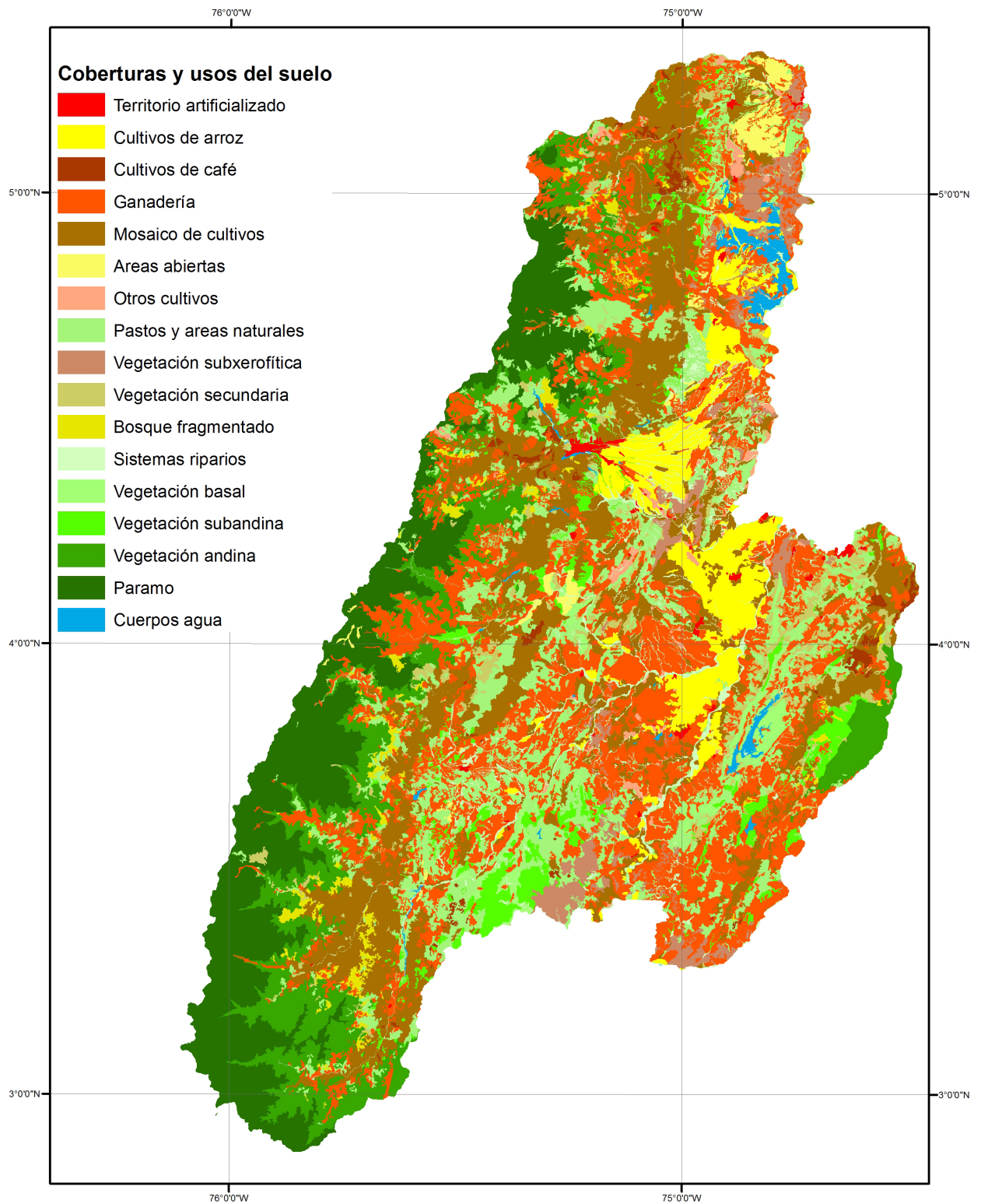


Figura 8. Mapa de cobertura y usos del suelo en el Departamento de Tolima.

Tabla 2. Variables socioeconómicas y políticas utilizadas para la caracterización de los municipios de Tolima. La descripción de las variables utilizadas se encuentra en el Apéndice 2.

Categoría de la variable	Descriptoros seleccionados	Unidades de medida
Indicadores de población	Superficie municipal	Km ²
	Densidad poblacional	Número de habitantes/km ²
	Índice de ruralidad	Porcentaje de población rural respecto al total de población municipal
	Densidad de población indígena	Número de personas indígenas/km ²
Condiciones de vida	Necesidades básicas insatisfechas	Índice
	Índice de pobreza multidimensional	Índice
	Equidad, Índice de GINI municipal	Índice
	Equidad, Índice de GINI de distribución de la tierra	Índice
Actividades económicas	PIB Agrícola	Porcentaje de producto interior bruto
	PIB Servicios	Porcentaje de producto interior bruto
	PIB Industrial	Porcentaje de producto interior bruto
	Crédito a pequeños productores	Procentaje de préstamos concedido al pequeño productor agrícola respecto a todos los préstamos otorgados
Descriptoros de conflicto y violencia*	Crédito a medianos y grandes productores	Procentaje de préstamos concedido al mediano o gran productor agrícola respecto a todos los préstamos otorgados
	Hostigamiento armado/emboscadas	Número de acciones bélicas
	Minas antipersona	Número de minas
	Desaparición forzada	Número de desaparecidos
	Homicidios/masacres	Número de homicidios
	Secuestros	Número de secuestros
	Crímenes sexuales	Número de delitos sexuales
	Terrorismo	Número de actores terroristas
	Amenazas	Número de amenazas
	Torturas	Número de personas torturadas
	Ataques a bienes públicos	Número de ataques
	Usurpación de tierras	Número de personas que afirmaron haber sido desposeídas
	Pérdida de bienes inmuebles o personales	Número de ataques y declaraciones de pérdida de activos
	Integridad social/libertad	Número de acciones
	Vinculación de niños y adolescentes al conflicto armado	Número de vinculados
	Desplazamiento forzado de personas	Porcentaje de personas desplazadas
	Personas recibidas por desplazamiento forzado	Porcentaje de personas recibidas por municipio

* Las variables de conflicto y violencia se relativizaron considerando el número de acciones por 100.000 habitantes.

2.2.3 Análisis de la estructura del paisaje

Para caracterizar la estructura del paisaje de la región de Tolima se utilizaron las 17 variables de LULC seleccionadas y registradas a escala municipal y cuantificadas como porcentaje de cobertura en cada municipio (Tabla 3). Con la matriz de datos diseñada (17 variables LULC x 47 municipios), se llevó a cabo un análisis multivariante de ordenación (Análisis de Componentes Principales, ACP). Los resultados del ACP permitieron proyectar los municipios en un plano de ordenación, cuyas dimensiones representan los ejes de variación del paisaje a lo largo del área de estudio (Schmitz *et al.*, 2003; De Aranzabal *et al.*, 2008; Salvati y Serra, 2016).

2.2.4 Relaciones paisaje-características socio-políticas

La relación entre el paisaje y las estructuras socioeconómica y política de los municipios se analizó por medio de modelos lineales (Schmitz *et al.*, 2003, 2012; De Aranzabal *et al.*, 2008), utilizando dos matrices de datos ($m \times l$) y ($m \times s$), que describen los 47 municipios (m) a través de 17 descriptores de paisaje (l) y 29 variables socioeconómicas y políticas (s), respectivamente. La interdependencia entre las principales tendencias de variación del paisaje y la estructura socioeconómica de la población local se calculó a través de modelos de regresión lineal múltiple (Schmitz *et al.*, 2003; De Aranzabal *et al.*, 2008; Ferrara *et al.*, 2015), tomando como variables independientes los 29 descriptores sociales, políticos y económicos de los municipios, y como variables dependientes, las coordenadas de los municipios en el plano de ordenación. Las regresiones, llevadas a cabo mediante el proceso de selección de variables stepwise, se ajustaron para cada uno de los dos primeros ejes del ACP. Su cálculo proporcionó el número óptimo de variables sociales, políticas y económicas explicativas, así como su importancia y signo,

$$Yl = a + b_1S_1 + b_2S_2 + b_3S_3 + \dots + b_kS_k$$

donde, Yl representa las puntuaciones o scores del conjunto de observaciones en los ejes de ordenación (coordenadas de los municipios en los dos primeros ejes del ACP), a la ordenada en el origen (intercepción), S_k las variables sociopolíticas y económicas más significativas seleccionadas a través del análisis de regresión y b_k sus respectivos coeficientes de regresión. El conjunto de variables seleccionadas mediante el modelo ajustado caracteriza gran parte de la variabilidad del paisaje y, por tanto, puede ser considerado como el conjunto de indicadores sociopolíticos y económicos con mayor influencia sobre la estructura del paisaje. A fin de satisfacer los requerimientos analíticos de normalidad y homocedasticidad, los datos analizados se sometieron previamente a una transformación logarítmica utilizando $\log(\alpha + 1)$ (Schmitz *et al.*, 2003; Ferrara *et al.*, 2015).

Para verificar el modelo de regresión se usaron los siguientes estadísticos: i) el criterio de información de Akaike (AIC), empleado para seleccionar el modelo más parsimonioso (i. e. maximizar el modelo ajustado con el menor número de indicadores). Este criterio de selección penaliza aquellos modelos en los que la adición de nuevas variables explicativas no proporciona información suficiente para el modelo de ajuste. Por consiguiente, el modelo que optimiza este criterio es elegido como el mejor; ii) la prueba de Análisis de Varianza de una vía (ANOVA, F-test) para detectar la significación estadística del modelo; iii) la prueba de Durbin-Watson para verificar la variación aleatoria y la ausencia de autocorrelación en los residuos; iv) la prueba de nor-

malidad Shapiro-Wilk, que asume la normalidad de los datos y v) el test Non-constant Variance Score (NCV) para comprobar la no heterocedasticidad de los residuos.

2.2.5 Modelo de predicción de cambio del paisaje en un escenario posconflicto

Para simular los posibles cambios en la estructura del paisaje de Tolima de acuerdo con el nuevo escenario posconflicto de Colombia, se sustituyeron los valores de los indicadores socioeconómicos y de conflicto armado identificados en el modelo ajustado por sus valores recientes, registrados en las bases de datos disponibles (período 2015-2018). Estos datos se obtuvieron a partir de censos públicos (DANE, 2009; CRIT, 2010; CEDE, 2016; Apéndice 2) y representan cambios importantes, posteriores al conflicto; en las características socioeconómicas y de prevalencia de la violencia en el área de estudio. En el desarrollo de este modelo de simulación, se asume que el acoplamiento espacial entre el estado ecológico y las variables socio-políticas explicativas se puede utilizar para predecir posibles cambios significativos en el paisaje a lo largo del tiempo. La principal motivación fue explorar el impacto de un escenario de cambio socio-político en estas relaciones ecológicas espaciales, teniendo en cuenta que, por primera vez en la historia reciente de Colombia, el fenómeno del conflicto armado no actúa como un factor social y económico restrictivo. Se supone, por tanto, que los indicadores socio-políticos utilizados están correlacionados con procesos sociales y económicos que probablemente impulsen cambios posteriores en los LULC. El modelo así obtenido, basado en un escenario de simulación, proporciona nuevas coordenadas de los municipios estudiados en el plano del ACP y permite describir la posible nueva estructura del paisaje ligada a los cambios socio-políticos. Debido a la falta de información espacial actual sobre los LULC, para validar esta predicción se utilizaron datos relativos a las tasas de producción agrícola de Tolima entre 2007 y 2013, específicamente de arroz y café, dos de los cultivos más significativos de la región (Marchesi, 2015; Delerce *et al.*, 2016; Andrade *et al.*, 2016; Esquivel *et al.*, 2018). Los análisis estadísticos se realizaron usando el software XLSTAT (versión 2016.02.23567) y diferentes paquetes y funciones implementados en el software estadístico R (R Core Team, 2016).

2.3 Resultados

2.3.1 Configuración del paisaje

El plano de ordenación obtenido a partir de los dos primeros ejes del ACP describe la estructura del paisaje de la región de Tolima a partir de la distribución de sus municipios en función de las cargas factoriales de los LULC (Fig. 9; Tabla 3). Estas dos dimensiones ponen de manifiesto un pronunciado gradiente altitudinal, característico de las zonas andinas, unido a la variación de los tipos de uso del suelo y a procesos de intensificación agraria. Así, el primer eje de ordenación (30,8% de absorción de la varianza) muestra una tendencia de variación desde sistemas agrícolas muy intensivos en las tierras bajas (extremo negativo del eje) hasta sistemas agrarios tradicionales en altitudes medias, asociados con patrones espaciales complejos de usos rurales combinados con áreas naturales (extremo positivo). El segundo eje de ordenación (23,51% de absorción de la varianza) explica la variación del paisaje desde sistemas agrarios en altitudes bajas y medias, hasta paisajes con elevada naturalidad, compuestos principalmente por bosques andinos y ecosistemas de páramo modelados por la agricultura de montaña y el pastoreo tradicionales.

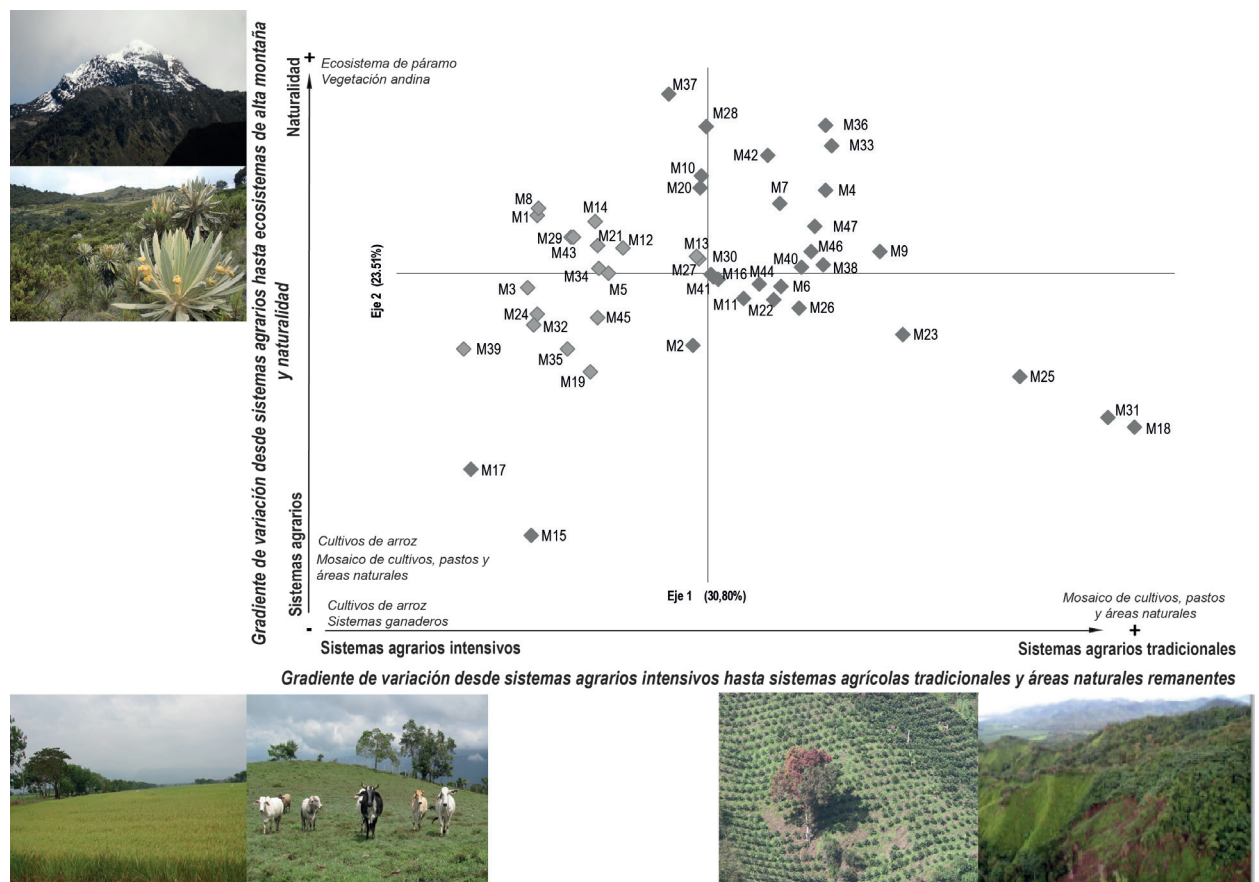


Figura 9. Estructura del paisaje de la región del Tolima. El plano del ACP muestra la distribución de los municipios del área de estudio en relación con los principales indicadores de paisaje (variables LULC con mayores factores de carga). Los códigos de los municipios se indican en el Apéndice 1.

Tabla 3. a) Variables de usos y coberturas del suelo (LULC) utilizadas para caracterizar la estructura del paisaje en el área de estudio. Los LULC se cuantificaron como el porcentaje de la superficie municipal que ocupan. b) Cargas factoriales de los LULC y sus porcentajes de contribución en los dos primeros ejes del ACP. Entre paréntesis se indica la absorción de varianza de cada uno de los ejes del ACP.

a) LULC	b) Eje 1 ACP (30.80%)		Eje 2 ACP (23.51%)	
	Carga factorial	Contribución (%)	Carga factorial	Contribución (%)
Cultivo de arroz	-8,35	18,31	-10,81	40,27
Cultivo de café	1,95	1,00	-1,00	0,35
Ganadería	-7,52	14,86	3,34	3,85
Otros cultivos	-0,21	0,01	-0,28	0,03
Mosaico de cultivos, pastos y áreas naturales	14,75	57,19	-7,05	17,15
Pastos y áreas naturales	-0,77	0,16	2,28	1,79
Vegetación subandina	1,12	0,33	-0,07	0,00
Vegetación sub-xerofítica	-2,63	1,82	0,34	0,04
Áreas abiertas con/sin vegetación	-0,65	0,11	0,20	0,01
Vegetación andina	2,98	2,34	4,71	7,66
Vegetación basal	-0,88	0,20	-0,07	0,00
Sistemas riparios	-1,54	0,62	-1,13	0,44
Bosques fragmentados	0,61	0,10	0,54	0,10
Vegetación secundaria	-0,18	0,01	0,60	0,12
Cuerpos de agua	-1,44	0,55	-0,27	0,03
Territorios artificializados	-0,26	0,02	-0,37	0,05
Páramos	3,00	2,37	9,03	28,12

2.3.2 Relaciones socio-políticas y ecológicas

La Tabla 4 muestra las características de los modelos de regresión lineal ajustados para identificar la relación entre las principales tendencias del paisaje y los descriptores políticos y socioeconómicos de las poblaciones locales. En los modelos aplicados, seleccionados a través del AIC, los valores de los coeficientes de determinación y de significación estadística obtenidos a partir de las dos funciones de regresión calculadas ($R^2 = 0,81$; $F = 11,3$; $p = 1,13e-08$ y $R^2 = 0,89$; $F = 19,55$, $p = 8,348e-12$, respectivamente; Tabla 4), sugieren que la mayor parte de la variabilidad del paisaje del área de estudio puede explicarse mediante un conjunto de 20 indicadores socioeconómicos y políticos, que considerados conjuntamente en sus respectivos modelos de ajuste, son estadísticamente significativos. La mayoría de los coeficientes parciales de regresión (coeficientes β) de cada uno de estos indicadores tienen valores p estadísticamente significativos.

La primera ecuación de regresión describe el gradiente de sistemas agrarios muy intensivos a sistemas agrarios tradicionales de acuerdo con 13 indicadores socio-políticos (Tabla 4a). Los signos y el valor de los coeficientes de regresión indican que las tierras agrícolas intensivas, principalmente representadas por cultivos de arroz, están relacionadas con ingresos asociados al sector agrícola (PIB agrícola) y a valores altos de: índice de GINI municipal y de reparto de la tierra, secuestros y pérdida de la propiedad de bienes inmuebles o personales. La densidad de población, el índice de ruralidad, los préstamos a pequeños productores, los homicidios o masacres, la tortura, la expropiación de la tierra y

el desplazamiento forzado interno de la población, son los principales indicadores socio-políticos de las áreas agrícolas en altitudes medias con mosaicos de usos del suelo complejos.

Tabla 4. Modelos de la relación entre la estructura socioeconómica y política del área de estudio y las dos tendencias principales del paisaje; a) Valores de regresión para la primera tendencia de paisaje (eje 1 del ACP): "Gradiente de variación desde sistemas agrarios intensivos hasta sistemas agrarios tradicionales y áreas naturales remanentes", b) Valores de regresión para la segunda tendencia de paisaje (eje 2 del ACP): "Gradiente de variación desde sistemas agrarios hasta ecosistemas de alta montaña y naturalidad". Los valores estadísticamente significativos ($p \leq 0.05$) se indican en negrita.

a). Valores de regresión para la variable dependiente (eje 1 del ACP): “Gradiente de variación desde sistemas agrarios intensivos hasta sistemas agrarios tradicionales y áreas naturales remanentes”				
Indicadores socio-políticos y económicos	β	Error estándar	t	Pr> t
Intercepción	32.19	52.32	0.615	0.54
Densidad poblacional	6.52	2.40	2.71	0.01
Índice de Ruralidad	67.62	16.87	4.00	0.0003
Índice de GINI municipal	-255.49	133.69	-1.91	0.06
Índice de GINI de distribución de tierras	-125.32	42.64	-2.93	0.005
PIB Agrícola	-9.94	2.35	-4.22	0.0001
Créditos a pequeños productores	6.20	3.75	1.65	0.10
Homicidios/masacres	3.53	1.81	1.94	0.06
Secuestros	-2.09	1.35	-1.54	0.13
Pérdida de propiedades o bienes personales	-1.89	0.97	-1.93	0.06
Tortura	5.46	2.16	1.97	0.05
Usurpación de tierras	3.39	2.53	1.33	0.18
Desplazamiento forzado de personas	7.62	3.20	2.38	0.02
Personas desplazadas recibidas	3.20	1.58	2.02	0.05
Resumen de estadísticos				
Estadístico	Valor		p-valor	
R²	0.81			
F-test	11.3		1.13e-08	
AIC	226.51			
DW	2.23		0.42	
W	0.97		0.58	
Chi-cuadrado	0.03		0.86	
b). Valores de regresión para la variable dependiente (eje 2 del ACP): “Gradiente de variación desde sistemas agrarios hasta ecosistemas de alta montaña y naturalidad”				
Indicadores socio-políticos y económicos	β	Error estándar	t	Pr> t
Intercepción	2.74	31.86	0.08	0.93
Densidad poblacional	-10.49	1.45	-7.22	3.30e-08
Índice de Ruralidad	-40.19	11.27	-3.56	0.001
Densidad población indígena	-2.39	1.24	-1.92	0.06
Índice de GINI de reparto de tierras	195.50	31.36	6.23	5.54e-07
PIB Agrícola	-7.76	1.94	-4.00	0.0003
PIB Servicios	-14.88	5.64	-2.63	0.012
Créditos a medianos y grandes productores	-5.37	1.61	-3.32	0.002
Terrorismo	-3.37	0.86	-3.91	0.0004
Minas antipersonas	1.12	0.74	1.50	0.14
Crímenes sexuales	-1.45	1.02	-1.42	0.16
Usurpación de tierras	-7.25	1.80	-4.01	0.0003
Integridad social/libertad	-5.66	2.28	-2.48	0.018
Desplazamiento forzado de personas	12.22	1.60	7.63	1.06e-08
Personas recibidas por desplazamiento	-2.09	1.11	-1.88	0.06
Resumen de estadísticos				
Estadístico	Valor		p-valor	
R²	0.89			
F-test	19.55		8.348e-12	
AIC	189.44			
DW	1.96		0.98	
W	0.98		0.65	
Chi-cuadrado	0.09		0.76	

La segunda ecuación de regresión describe la tendencia de variación del paisaje, desde sistemas agrarios en las tierras bajas hasta las condiciones de naturalidad de las tierras altas, en relación con 14 variables socioeconómicas (Tabla 4b). El modelo destaca una asociación significativa entre los cultivos intensivos de arroz y los sistemas mixtos de cultivo y ganadería con altos valores de densidad de población, población indígena, índice de ruralidad, ingresos ligados tanto al sector primario como al sector servicios (PIB servicios), préstamos a medianos y grandes productores, integridad social y un conjunto de variables asociadas a la violencia, como terrorismo, crímenes sexuales, y la recepción de personas desplazadas por el conflicto armado. En cuanto al paisaje con mayor grado de naturalidad, principalmente representado por los páramos y la vegetación andina, el indicador socioeconómico más importante es el índice GINI de reparto de tierras. En este modelo los indicadores ligados a la lucha armada y la violencia son la presencia de minas antipersonas y el desplazamiento forzado de personas.

2.3.3 Predicción de cambios en el paisaje. Modelo basado en un escenario posconflicto

El escenario posconflicto se desarrolló considerando los datos actuales de los descriptores socio-políticos y económicos identificados como indicadores en los modelos de regresión ajustados (Tablas 4a y 4b). De esta manera, la aplicación de los modelos ha permitido predecir el cambio experimentado por el paisaje actual en relación con los cambios producidos por la estructura social como consecuencia del cese del conflicto armado. Se observa que durante el periodo estudiado los indicadores de la lucha armada han experimentado una significativa tendencia descendente, alcanzando valores próximos a cero (Fig. 10). De forma similar, el índice de GINI municipal muestra un fuerte descenso, indicando una tendencia hacia una mayor igualdad en el reparto de ingresos. Los indicadores socioeconómicos cuyos valores muestran un aumento mayor son los relacionados con la concesión de créditos financieros a los productores. El tiempo inherente a la conversión de la inversión agraria en producción implica un retraso esperado en su influencia causal sobre el cambio de los usos del suelo.

La aplicación de este modelo basado en un escenario de cambio ha permitido el cálculo de un conjunto de vectores, cuyos elementos son las coordenadas de los municipios en los ejes de ordenación que describen la nueva estructura del paisaje (Fig. 11). Los cambios del paisaje derivados del escenario posconflicto muestran un claro gradiente de transición hacia la expansión y la intensificación agrarias. Esto se puede observar por el desplazamiento de los municipios (expresado mediante flechas) hacia el extremo negativo

del plano del ACP, desde sistemas agrarios tradicionales a intensivos a lo largo del eje 1 y desde sistemas donde la naturalidad es un rasgo relevante hacia sistemas agrarios a lo largo del eje 2. Estos procesos de cambio son evidentes al cartografiar los resultados de la simulación realizada. Los mapas así obtenidos representan de forma espacialmente explícita el paisaje simulado, vinculado a las nuevas condiciones sociales, políticas y económicas (Fig. 12).

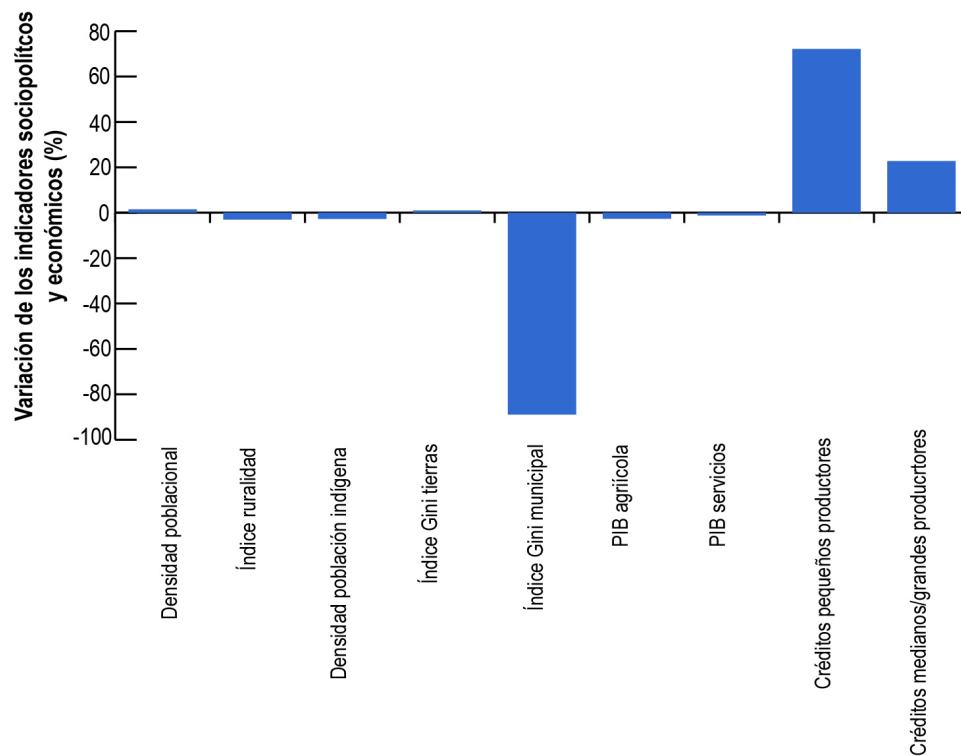


Figura 10. Escenario posconflicto. Se indica la variación (%) de los indicadores socio-políticos y económicos seleccionados por el modelo de ajuste y utilizados para la predicción del paisaje posconflicto.

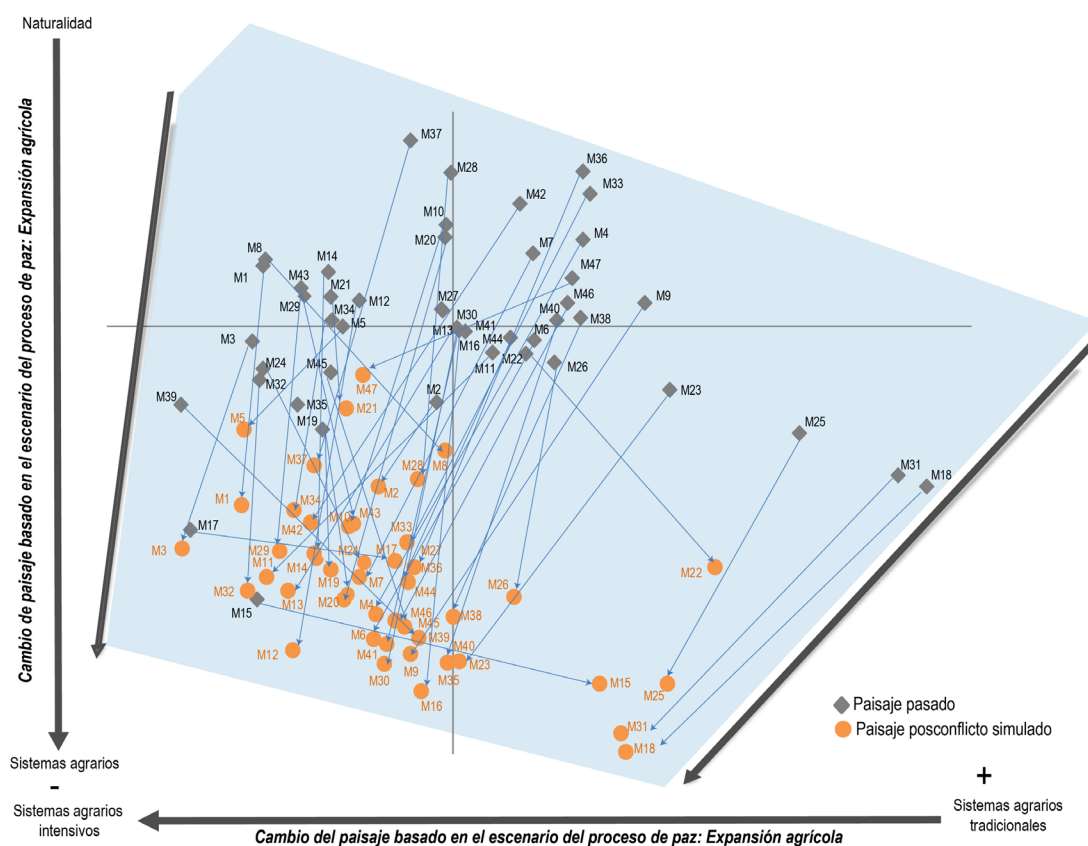


Figura 11. Simulación del paisaje posconflicto. Cambio de distribución de los municipios en el plano de la nueva estructura del paisaje generado por el modelo de simulación basado en el escenario del Proceso de Paz. La dirección de las flechas indica el desplazamiento de los municipios desde sus coordenadas en el plano de ordenación de la estructura del paisaje original (paisaje pasado, origen de la flecha) a su ubicación en el paisaje simulado posterior al conflicto (final de la flecha).

Los datos agrarios actuales indican que la superficie de producción de café y arroz ha aumentado notablemente entre 2007 y 2013, lo que valida la tendencia de intensificación agraria obtenida en la simulación del paisaje posconflicto (Fig. 13).

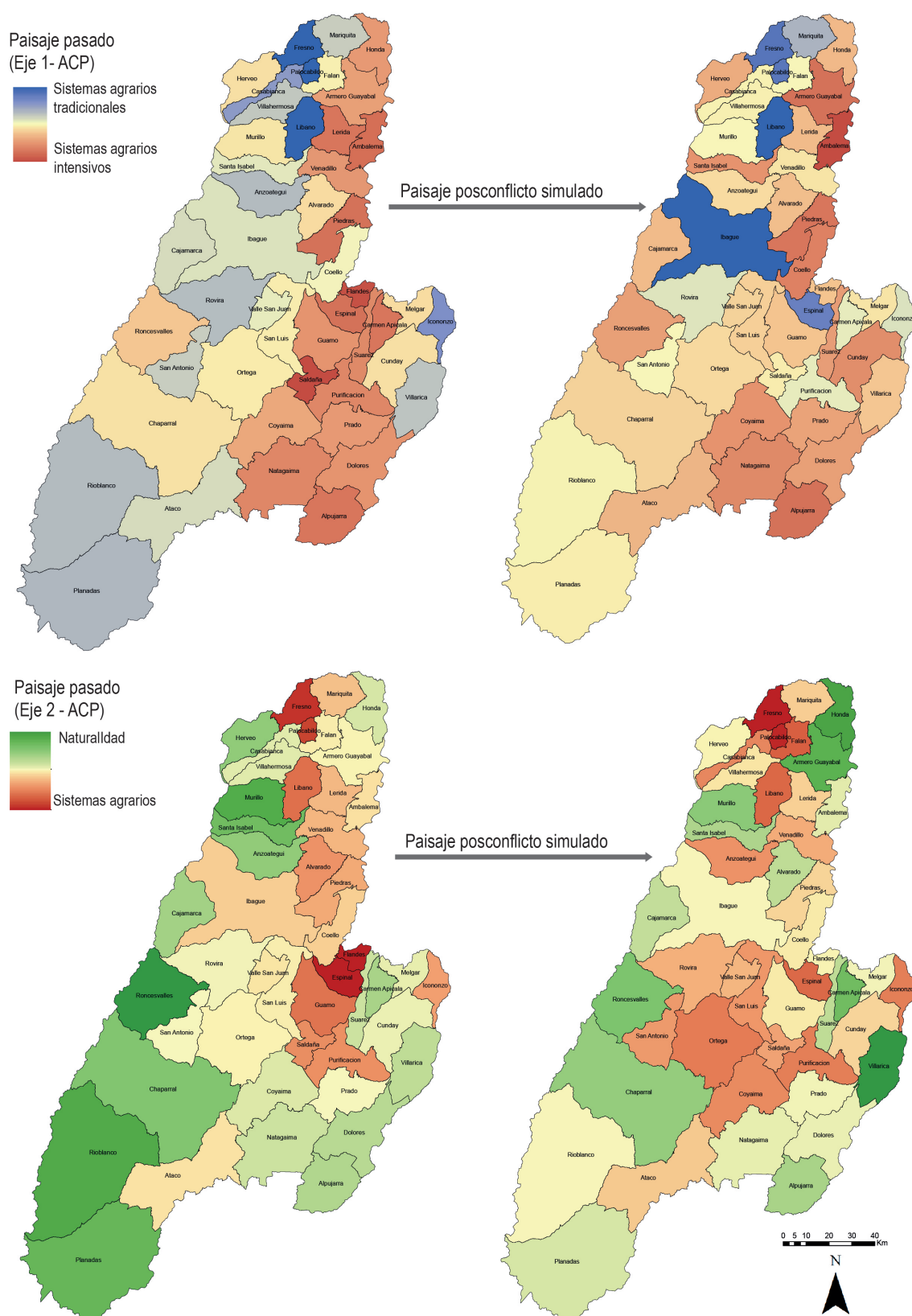


Figura 12. Cartografía de los patrones espaciales del paisaje de la región de Tolima según los escenarios socio-ecológicos modelados, desde una situación de conflicto armado prevaleciente hasta el acuerdo de alto el fuego y el proceso de consolidación de la paz. Los mapas obtenidos a partir de la simulación muestran una tendencia notable hacia la expansión e intensificación agraria del paisaje.

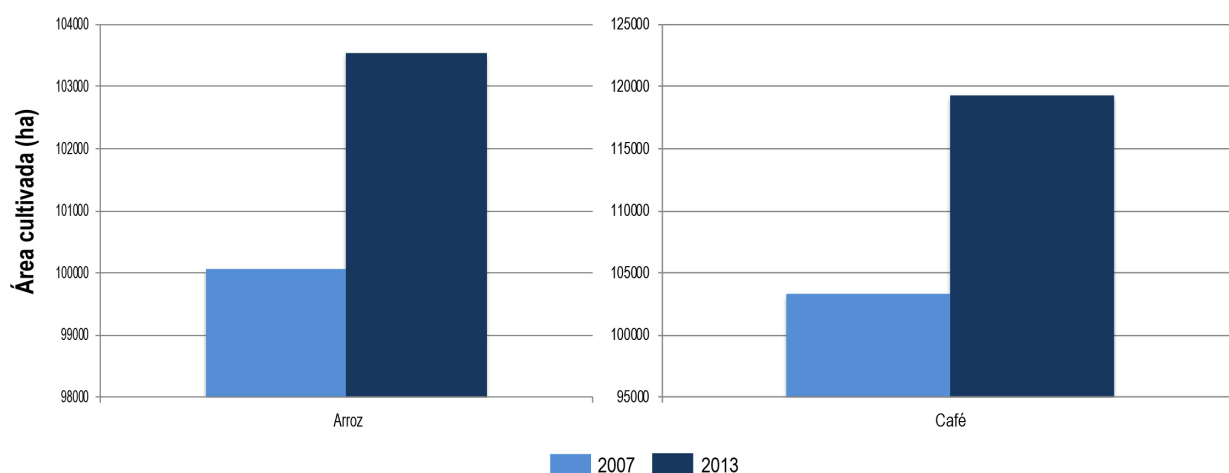


Figura 13. Incremento de las superficies dedicadas a la producción (ha) de cultivos de arroz (a) y de café (b) durante el periodo 2007-2013.

2.4 Discusión

2.4.1 Naturaleza, paisajes rurales y conflicto socio-político

Es sabido que los patrones del paisaje están fundamentalmente asociados con los procesos sociales y, que la socioeconomía es una de las principales fuerzas impulsoras de la estructura y el funcionamiento de los paisajes rurales (Schmitz *et al.*, 2003; Lambin y Meyfroidt, 2010; Verburg *et al.*, 2010; entre otros). Conocer las complejas relaciones existentes entre las dimensiones social y ecológica requiere el desarrollo de estudios empíricos explícitos basados en datos reales (Kininmonth *et al.*, 2015). Los resultados de estos estudios pueden proporcionar modelos experimentales para desarrollar escenarios relevantes y útiles para los tomadores de decisiones de los sistemas socio-ecológicos (Österblom *et al.*, 2013). Sin embargo, tales estudios son escasos, generalmente porque los datos requeridos a menudo no existen o no están disponibles y porque la formalización explícita y cuantitativa de las relaciones socio-ecológicas es poco frecuente (Nagendra *et al.*, 2004; Schmitz *et al.*, 2012, 2018; Arnaiz-Schmitz *et al.*, 2018). Específicamente, hasta la fecha se sabe muy poco acerca de las interacciones cuantitativas entre los patrones del paisaje y las características sociales de las comunidades locales en la región Andina de Colombia, la cual ha sufrido un conflicto violento durante los últimos 50 años y se encuentra actualmente inmersa en un proceso de paz (Rodríguez *et al.*, 2013; Feola *et al.*, 2014).

En esta investigación se ha aplicado un modelo empírico de relación entre la estructura del paisaje y los aspectos sociales de la población local de la región de Tolima, en los Andes colombianos. El procedimiento seguido ha proporcionado un modelo cuantitativo de

dependencia con un número limitado de variables socio-políticas y económicas que, por sí mismas, explican gran parte de la variación de la estructura del paisaje (De Aranzabal et al., 2008). El análisis del paisaje previo al Proceso de Paz (Fig. 9) permitió identificar tres sectores agrícolas predominantes en el área de estudio: mosaicos mixtos de cultivos y sistemas ganaderos tradicionales, ganadería y cultivos intensivos, éstos principalmente dedicados a la producción de arroz (Tolima es primera región productora de arroz en Colombia, Delgado et al., 2015; Delerce et al., 2016). Las principales tendencias del paisaje identificadas representan la dinámica de usos del suelo más común de la región andina desde el año 1.500 (Rodríguez et al., 2013). En concordancia con los resultados obtenidos, varios estudios destacan la accesibilidad y la conversión del bosque nativo para usos agrícolas entre los principales impulsores de los patrones de deforestación (Lambin et al., 2003; Etter et al., 2006). Así, en los Andes orientales de Colombia, los ecosistemas transformados cubren el 51% de su superficie, mientras que el otro 49% corresponde a ecosistemas naturales, como los páramos y los bosques andinos y sub-andinos (Armenteras et al., 2003).

El modelo cuantitativo aplicado, que relaciona aspectos ecológicos, económicos y sociopolíticos pone de manifiesto una relación estrecha entre las dimensiones socio-ecológicas del territorio estudiado (Tablas 4a y 4b), vinculada a la fuerte influencia del legado histórico de la dinámica de uso del suelo (Foster et al., 2003). En el área de estudio, el paisaje pasado estaba estrechamente relacionado con el duradero conflicto armado previo al Proceso de Paz, que modeló de forma significativa los paisajes y los ecosistemas rurales (Sierra et al., 2017). De esta manera, el prolongado conflicto interno en el área de estudio ha interactuado, de distintas formas y en momentos diferentes, con la socioeconomía de la población local y con los procesos de transformación de los patrones de paisaje establecidos (Feola et al., 2014; Cárdenas et al., 2014; Boron et al., 2016). Las variables incorporadas en los modelos ajustados, que explican de forma significativa el estado del paisaje bajo las condiciones del conflicto, indican que los tipos de paisaje dominados por un uso agrícola intensivo (extremo negativo del eje 1 del ACP) están relacionados con actividades económicas más dinámicas, como es evidente por la alta contribución del PIB agrícola en la ecuación de ajuste (Tabla 4a). Esta situación resultó a partir de diversos factores sociales, políticos y económicos, principalmente debidos al establecimiento de la agricultura a gran escala en la región, con la aplicación de nuevas tecnologías y sistemas de producción, cadenas de valor mejor desarrolladas, un aumento en la capacidad del procesado y el refuerzo, por parte del gobierno de Colombia, de la provisión de servicios a los territorios de mayor productividad y cercanos a áreas con alta densidad poblacional (Pacheco et al., 2010; Rodríguez et al., 2013; Villaraga et al., 2014).

Sin embargo, el contexto social y económico descrito también se ha caracterizado por la violencia y la desigualdad social, como indican los coeficientes de regresión de las variables que cuantifican los secuestros, las pérdidas de bienes inmuebles o personales (ambas correspondientes a la búsqueda de renta y autofinanciación del crimen organizado, González y López, 2007), y el índice de GINI municipal y de reparto de tierras. Los valores de estos dos últimos índices reflejan una distribución desigual de la tierra, los recursos y la renta (Tabla 4a). Esta desigualdad social está relacionada con la concentración de la tierra y los ingresos en favor de unos pocos propietarios de industrias agrícolas y a expensas de los productores a pequeña escala (Royuela y García, 2015; Boron et al., 2016). En Colombia, alrededor del 0,4% de los terratenientes monopolizan el 61,2% de las propiedades rurales (Bustamante, 2006; Feola et al., 2014; Guardado, 2018), siendo la distribución desigual de la tierra una de las principales razones de la aparición de grupos subversivos y de la lucha armada, con el consiguiente establecimiento de un sistema de guerra (Richani, 1997; González y López, 2007; Albertus y Kaplan, 2012).

El mantenimiento de los usos tradicionales del suelo, representado por sistemas integrados de cultivo y ganadería y de áreas naturales remanentes (en el extremo positivo del eje 1 del ACP), depende en gran medida del índice de ruralidad del municipio y del acceso a la financiación de los pequeños productores (modelo de regresión múltiple mostrado en la Tabla 4a), ya que este sector es el principal responsable de gestionar de forma activa la multifuncionalidad de los sistemas agrícolas tradicionales (Lambin y Meyfroidt, 2010). Este tipo de paisaje requiere un nivel alto de mano de obra y, por lo tanto, una densidad crítica de población rural, que en el área de estudio ha estado compuesta fundamentalmente por indígenas, a menudo en situación de desplazamiento forzoso (tanto de personas desplazadas de forma forzosa de su localidad habitual como recibidas por otras áreas) (Tabla 4a). El proceso de migración obligada es el resultado de diferentes mecanismos de coacción, amenazas y violencia, reflejadas en el modelo por variables como la tortura, los homicidios y la usurpación de tierras, generando una dinámica intensa de desplazamiento en el área (Kälin, 2008; Albertus, 2019).

El segundo modelo de regresión explica el gradiente secundario de paisaje (eje 2 del ACP; Fig. 9) de acuerdo con varios indicadores socioeconómicos y de violencia (Tabla 4b), que en el caso de los sistemas ganaderos (extremo negativo del eje 2) son muy similares a los vinculados con los usos agrarios en el modelo anterior (Tabla 4b). Las áreas remotas, que principalmente se caracterizan por la naturalidad (páramos y vegetación andina, en el extremo positivo del eje 2 del ACP) han sido el foco del conflicto armado y la violencia

(Salas-Salazar, 2016), lo que dio lugar a múltiples y constantes deficiencias sociales (Delgado et al., 2015). Entre estas deficiencias destacan la distribución desigual de la tierra y el gran número de personas que se vieron obligadas a emigrar, huyendo de la intensa lucha armada y de la amenaza de las minas antipersonas dispersas en este tipo de entornos rurales. La larga historia de conflicto armado ha convertido las áreas remotas de Tolima en lugares inseguros e inaccesibles en los que la migración forzada en respuesta a la violencia resultó en el abandono de la agricultura de baja intensidad a pequeña escala (Shultz et al., 2014). En este sentido, los resultados obtenidos destacan la interconexión existente entre el conflicto armado y la naturalidad, favorecida en áreas remotas donde predomina el aislamiento y existen mayores garantías para mantener las coberturas naturales y su biodiversidad (Cuenca et al., 2016). Esta relación entre el conflicto armado y la biodiversidad en Colombia se ha demostrado en diversos estudios (Dávalos, 2001; Fjeldså et al., 2005; Sánchez-Cuervo y Aide, 2013b).

En resumen, el modelo de interacción socio-ecológica desarrollado permite cuantificar las relaciones causales entre el paisaje y los factores socioeconómicos y políticos relevantes en el área de estudio; en especial, el conflicto armado, los usos y coberturas del suelo, la accesibilidad y grado de naturalidad del territorio, la fragmentación del bosque, la débil presencia del estado, el acaparamiento de tierras, la distribución desigual de la tierra, el desplazamiento forzado, la desigualdad social y la vulnerabilidad y pobreza, entre otros (Dávalos, 2001; Rodríguez et al., 2013; Sierra et al., 2017).

2.4.2 Simulación de un escenario de paisaje posconflicto

Colombia se encuentra en un periodo de posconflicto y emprendiendo un Proceso de Paz, que abrirá nuevas oportunidades para el desarrollo y la inversión (Boron et al., 2016). Sin embargo, la transición actual puede llevar a rápidos cambios ambientales, socioeconómicos y políticos de consecuencias aún desconocidas. Tras la resolución de conflictos largos, los países tienden a priorizar factores sociales y económicos para el mantenimiento de la paz y la reducción de la pobreza y las cuestiones ambientales a menudo son olvidadas (Salazar et al., 2018; Suárez et al., 2018b). Por ello, los cambios posconflicto podrían implicar efectos negativos sobre la conservación de la biodiversidad, tales como posibles picos de transformación de los ecosistemas debido a la intensificación en el uso de los recursos naturales a causa de intereses económicos que favorezcan el enriquecimiento de nuevos propietarios de tierras con capacidad buena posición para explotar un modelo agroindustrial intensivo, tal como predice la simulación calculada (Morales, 2017; Unda y Etter, 2019). Pero también, las predicciones del escenario podrían suponer efectos positivos a través del diseño

proactivo de estructuras de gobernanza efectivas, que generen una gestión adecuada de los ecosistemas y buen alineamiento social y ecológico, factores que son clave para una mejor gestión de los ecosistemas (Kininmonth *et al.*, 2015; Sierra *et al.*, 2017), y para recuperar y mejorar el bienestar humano y la resiliencia de las comunidades locales (Ibáñez y Vélez, 2007). El desafío clave, tanto para los responsables políticos como para los tomadores de decisiones, es diseñar las mejores estrategias adaptativas posibles que las sociedades puedan desarrollar frente a cambios complejos (Österblom *et al.*, 2013). El análisis de escenarios es una forma de investigar estas vías futuras y las consecuencias de la aplicación de diferentes políticas y puede ser una herramienta útil para el desarrollo de estrategias y recomendaciones (Boron *et al.*, 2016).

El enfoque metodológico utilizado en este estudio integra las principales características del paisaje de la región durante el periodo de conflicto armado con sus indicadores socio-políticos y económicos y permite predecir el cambio del paisaje bajo un escenario posconflicto. El desarrollo de esta simulación basada en escenarios de cambio ha sido posible gracias a la disponibilidad actual de datos públicos sobre el conflicto armado (Sánchez-Padilla *et al.*, 2009; Karl, 2017; Suárez *et al.*, 2018a, 2018b; Salazar *et al.*, 2018; Gallego *et al.*, 2019), cuya recopilación y procesamiento se ha retrasado por razones políticas (Vargas, 2012; GMH, 2013). La aplicación del escenario de cambio posconflicto ha permitido predecir, a escala municipal, un proceso de expansión e intensificación agraria de los usos del suelo (Figs. 10 y 11). Los datos actuales de superficie de tierra dedicada a la producción agraria validan los resultados obtenidos a partir del modelo de simulación. Así, en la región del Tolima hay un aumento evidente en la superficie dedicada a la producción de arroz y café (Fig. 13), dos de los productos más destacados en el sector agrícola y con más apoyos e incentivos por parte del gobierno colombiano. Esta tendencia regional es coherente con los datos de aumento de la producción agrícola a nivel del país (45% del territorio se ha transformado recientemente para usos agrícolas, Unda y Etter, 2019). La situación agraria actual difiere de la relacionada con el escenario de conflicto armado, en la cual diferentes estudios han mostrado una reducción en la producción, afectando especialmente a los pequeños agricultores (Feola *et al.*, 2014).

La intensificación agrícola es una tendencia significativa a nivel mundial, que afecta tanto a la biodiversidad como al suministro de servicios de los ecosistemas y se manifiesta, por tanto, en la disminución del bienestar humano (Kreidenweis *et al.*, 2018; Harlio *et al.*, 2019). Si la transformación modelada del paisaje se llega a realizar tendrá un impacto significativo sobre la conservación de ecosistemas clave, como los bosques andinos y las

áreas protegidas. Este proceso podría tener repercusiones sobre los corredores de conexión entre los ecosistemas andinos y los bosques tropicales, que podrían ver alterada su conectividad ecológica y otros procesos relacionados con el suministro de servicios de los ecosistemas (Rodríguez *et al.*, 2013). El fenómeno de sobreexplotación y deforestación causado por la producción agrícola, incluso en áreas protegidas, se ha observado ya en algunos países en situaciones de posconflicto (Ijang y Cleto, 2013; Katunga y Muhigwa, 2014). Generalmente, la intensificación agrícola a menudo va acompañada de modelos de negocio que genera grandes diferencias en las condiciones sociales y económicas de la población (Atallah *et al.*, 2018; Vanderhaegen *et al.*, 2018). Esta amenaza socio-ecológica podría ser especialmente grave en Colombia, que actualmente es el país posconflicto con valores más elevados de desigualdad en la distribución de la renta (Índice GINI) y una de las tasas más altas de extracción de recursos naturales (Suárez *et al.*, 2018a). El cese del conflicto, el retorno de la población a las zonas rurales y la recuperación de las economías nacionales locales son aspectos muy positivos para muchas personas desplazadas y afectadas por la violencia. Sin embargo, el aumento no regulado de la explotación de los recursos naturales y la intensificación agrícola constituyen una amenaza clara y real para la conservación de los ecosistemas colombianos (Dávalos, 2001; WWF-Colombia, 2017; Unda y Etter, 2019).

El Programa de Restitución de Tierras, que gestiona el regreso de las personas desplazadas a sus tierras (Vélez, 2013), tiene un papel social y ecológico fundamental en el proceso de consolidación de la paz en Colombia y representa una oportunidad para redefinir y promover usos sostenibles de la tierra compatibles con la conservación de la naturaleza (Unda y Etter, 2019). En este nuevo período, los políticos y los tomadores de decisiones enfrentan el desafío de implementar una política de planificación social, económica y ambiental proactiva e integrada en la que las iniciativas de conservación de la tierra deben ir acompañadas de políticas adecuadas para garantizar la conservación del capital natural y de los servicios de los ecosistemas (Perfecto y Vandermeer, 2010).

Modelos como el desarrollado en este trabajo pueden ser una herramienta útil para estimar las amenazas y los desafíos que deben afrontar la planificación territorial y la gestión ambiental desde una perspectiva socio-ecológica (Tavares *et al.*, 2012; Arnaiz-Schmitz *et al.*, 2018), de forma que se facilite el mantenimiento y la restauración de la multifuncionalidad de los paisajes culturales rurales y, por consiguiente, el bienestar social de la población implicada (Fisher y Turner, 2008; Fisher *et al.*, 2009). El resultado del enfoque metodológico aplicado generará una información de referen-

cia para entender mejor las interacciones entre un sistema socio-ecológico durante un gran periodo de tiempo, considerando el conflicto armado y la idiosincrasia de las comunidades locales. No es un objetivo de este documento proponer o discutir opciones de políticas concretas, pero la actual Agenda 2030 de Desarrollo Sostenible y sus 17 objetivos (ODS) adoptados por todos los Estados Miembros de las Naciones Unidas en 2015, después de décadas de trabajo, proporcionan un plan compartido para la paz y la prosperidad de las personas y el planeta de ahora en adelante y hacia el futuro (Naciones Unidas, 2018). El gobierno colombiano firmó y adoptó la agenda de los ODS, como muchos otros países del mundo, ahora es el momento de construir.

2.5 Conclusiones

El avance del Proceso de Paz en Colombia implica un desafío importante para la planificación territorial realizada desde una perspectiva socio-ecológica que permita contemplar la gobernanza de los recursos naturales, el bienestar humano y la resiliencia comunitaria. En este sentido, algunos territorios como el departamento de Tolima, aquí estudiado, necesitarán esquemas de gestión específicos ya que su conservación podría verse amenazada una vez desaparecida la presión de la “conservación a punta de pistola”. El análisis del caso de estudio aborda un contexto de antiguos patrones de usos del suelo y estructuras sociales heredadas del periodo colonial español, alterados por las complejas dimensiones socio-políticas y económicas de un conflicto armado prolongado que, en la actualidad, se enfrentan a un proceso de reconstrucción de la paz y a sus consecuencias ambientales y sociales. Los resultados sinérgicos de todas estas intrincadas interacciones socio-ecológicas han afectado seriamente tanto a la configuración del paisaje regional como a las estructuras social y económica de la población local. El modelo cuantitativo aplicado refleja los vínculos existentes antes del proceso de paz entre diferentes regímenes de prácticas agrícolas e indicadores socioeconómicos, tales como el desplazamiento y reubicación forzosos de la población, principalmente de indígenas, de y la elevada desigualdad social, entre otros indicadores de pérdida de bienestar humano.

El enfoque basado en escenarios posconflicto ha permitido predecir y validar la transición del paisaje del área de estudio hacia la expansión e intensificación agrarias. Existe una alta probabilidad de que esta tendencia de cambio se extienda por el resto del país, como se ha evidenciado en otras regiones y países con condiciones socioeconómicas y políticas similares. Si bien estos cambios pueden mejorar las condiciones económicas de los habitantes rurales, es posible que los cambios acelerados y no regulados en el paisaje puedan cons-

tituir una amenaza para la conservación de los sistemas socio-ecológicos colombianos. En este contexto, existe una necesidad urgente de políticas territoriales sostenibles. Por esta razón, es importante incluir análisis basados en modelos, semejantes al aquí desarrollado, como evidencia para la toma de decisiones políticas y la planificación del uso de la tierra.

Este modelo socio-ecológico podría utilizarse como una herramienta eficaz y valiosa para la planificación y gestión territoriales, permitiendo a los responsables de la toma de decisiones predecir nuevos tipos de paisaje por medio de enfoques basados en escenarios con indicadores socio-políticos y económicos como predictores de cambio y teniendo en cuenta las diferencias intra-regionales para capturar la complejidad de los diferentes sistemas socio-ecológicos. Con los datos disponibles actualmente en Colombia, este modelo podría replicarse de inmediato tanto a nivel nacional como regional. Como resultado, las especificidades de cada una de las regiones de Colombia podrían mostrarse con mayor detalle.

Referencias

- Albertus, M. 2019. The effect of commodity price shocks on public lands distribution: Evidence from Colombia. *World Development*, 113:294–308. Doi: 10.1016/j.worlddev.2018.09.012.
- Albertus, M., O. Kaplan. 2012. Land reform as a counterinsurgency policy: evidence from Colombia. *Journal of Conflict Resolution*, 57(2):198–231. Doi: 10.1177/0022002712446130.
- Álvarez, M.D. 2001. Could peace be worse than war for Colombia's forests?. *Environmentalist*, 21 (4):305–315. Doi: 10.1023/A:1012904318418.
- Álvarez, M.D. 2003. Forests in the time of violence: conservation implications of the Colombian war. *Journal of Sustainable Forestry*, 16 (3–4):47–68. Doi: 10.1300/J091v16n03_03.
- Álvarez-Berríos, N., M. Aide. 2015. Global demand for gold is another threat for tropical forest. *Environmental Research Letters*, 10:014006. Doi: 10.1088/1748-9326/10/1/014006.
- Andrade, H., M. Segura, M. Ferial, W. Suárez. 2016. Above-ground biomass models for coffee bush (Coffea arabica L.) in Líbano, Tolima. Colombia. *Agroforest Systems*, 92:775–784. Doi: 10.1007/s10457-016-0047-4.
- Antrop, M., 2006. Sustainable landscapes: Contradiction, fiction or utopia?. *Landscape and Urban Planning*, 75:187–197. Doi: 10.1016/j.landurbplan.2005.02.014.
- Armenteras, D.F., F. Gast, H. Villareal. 2003. Andean forest fragmentation and representativeness of protected natural areas in the Eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, 113:245–256. Doi: 10.1016/S0006-3207(02)00359-2.
- Armenteras, D.F., L. Schneider, L.M. Dávalos. 2019. Fires in protected areas reveal unforeseen costs of Colombian peace. *Nature Ecology & Evolution*, 3:20–23. Doi: 10.5061/dryad.8nc8480.
- Arnaiz-Schmitz, C., M.F. Schmitz, C. Herretero-Jáuregui, J. Gutiérrez-Angonese, F.D. Pineda, C. Montes. 2018. Identifying socio-ecological networks in rural-urban gradients: Diagnosis of a changing cultural landscape. *Science of the Total Environment*, 612: 625–635. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.215.
- Atallah S.S., M.I. Gómez, J. Jaramillo. 2018. A bioeconomic model of ecosystem services provision: coffee berry borer and shade-grown coffee in Colombia. *Ecological Economics*, 144:129–138. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2017.08.002.
- Baptiste B., M. Pinedo-Vasquez, V.H. Gutierrez-Velez, G.I. Andrade, P. Vieira, L.M. Estupiñán-Suárez, M.C. Londoño, W. Laurance, T.M. Lee. 2017. Greening peace in Colombia. *Nature Ecology & Evolution*, 1:0102. Doi: 10.1038/s41559-017-0102
- Baumann, M.T., T. Kuemmerle. 2016. The impacts of warfare and armed conflict on land systems. *Journal of land use science*, 11 (6):672–688. Doi: 10.1080/1747423X.2016.1241317.
- Berkes, F., C. Folke (Eds.) 1998. Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience; Cambridge University Press: Cambridge, UK.
- Boron, V., E. Payán, D. MacMillan, J. Tzanopoulos. 2016. Achieving sustainable development in rural areas in Colombia: Future scenarios for biodiversity conservation under land use change. *Land Use Policy*, 59:27–37. Doi: 10.1016/j.landusepol.2016.08.017.
- Bustamante, J. 2006. Concentración de la propiedad rural y el conflicto violento en Colombia, un análisis especial. *Coyuntura Social* No. 34, junio de 2006, pp. 73–111. Fedesarrollo, Bogotá - Colombia.
- Buytaert, W., R. Céleri, B. De Bièvre, F. Cisneros, G. Wyseure, J. Deckers, R. Hofstede. 2006. Human impact on the hydrology of the Andean páramos. *Earth-Science Reviews*, 79 (1):53–72. Doi: 10.1016/j.earscirev.2006.06.002.
- Carpenter S.R., E.M. Bennett, G.D. Peterson. 2006. Scenarios for ecosystem services: An overview. *Ecology and Society*, 11 (1):29. Doi: 10.5751/es-01610-110129.
- Castro-Nunez, A., O. Mertz, A. Buritica, C. Sosa, S. Lee. 2017. Land related grievances shape tropical forest-cover in areas affected by armed-conflict. *Applied Geography*, 85:39–105. Doi: 10.1016/j.apgeog.2017.05.007.
- Cárdenas, M., M. Eslava, S. Ramírez. 2014. Why internal conflict deteriorates State capacity?. Evidence from Colombian municipalities. *Defence and Peace Economics*, 27(3):353–377. Doi: 10.1080/10242694.2014.955668.
- CEDE, 2016. Centro de Estudios Económicos. Facultad de Economía. University of Los Andes – Colombia. <https://datoscede.uniandes.edu.co/>.
- Chaves-Agudelo, J. M., S. P. Batterbury, R. Beilin. 2015. "We Live From Mother Nature" Neoliberal Globalization, Commodification, the "War on Drugs," and Biodiversity in Colombia since the 1990s. *SAGE Open*, 5(3):1–15. Doi: 10.1177/2158244015596792.
- CRIT. 2010. Asociación de Autoridades Tradicionales del Consejo Regional Indígena del Tolima. <https://crit.com.co/resguardos-indigenas/> (accessed 1 April 2017)
- Cuenca, P., R. Arriagada, E. Echeverría. 2016. How much deforestation do protected areas avoid in tropical Andean landscapes?. *Environmental*

Science & Policy, 56:56–66. Doi: 10.1016/j.envsci.2015.10.014.

DANE. 2005. Departamento Administrativo Nacional de Estadística. Censo General Colombiano. www.dane.gov.co.

DANE. 2009. Departamento Administrativo Nacional de Estadística. Proyecciones de población. <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de-poblacion> (accessed 1 April 2017)

Dávalos, L.M. 2001. The San Lucas mountain range in Colombia: how much conservation is owed to the violence?. *Biodiversity and Conservation*, 10(1): 69–78. Doi: 10.1023/A:1016651011294.

De Aranzabal, I., M. F. Schmitz, P. Aguilera, F.D. Pineda. 2008. Modelling of landscape changes derived from the dynamics of socio-ecological systems. A case of study in a semiarid Mediterranean landscape. *Ecological Indicators*, 8:672–685. Doi: 10.1016/j.ecolind.2007.11.003

Delerce, S., H. Dorado, A. Grillon, M. Rebolledo, S. Prager, V. H. Patiño, G. Garcés, D. Jiménez. 2016. Assessing weather-yield relationships in rice at local scale using data mining approaches. *PLoS ONE*, 11(8):e0161620. Doi: 10.1371/journal.pone.0161620.

Delgado, M., C. Ulloa, J. Ramírez. 2015. La economía del departamento del Tolima: Diagnóstico y perspectivas de mediano plazo. FEDESARROLLO – Colombia.

Etter, A., y W. van Wyngaarden. 2000. Patterns of landscape transformation in Colombia, with emphasis in the Andean region. *Ambio*, 29(7):432–439. Doi: 10.1579/0044-7447-29.7.432.

Etter, A., C. McAlpine, K. Wilson, S. Phinn, H. Posingham. 2006. Regional patterns of agriculture land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114:369–386. Doi: 10.1016/j.agee.2005.11.013

Esquivel, A., L. Llanos-Herrera, D. Agudelo, S.D. Prager, K. Fernandes, A. Rojas, J.J. Valencia, J. Ramírez-Villegas. 2018. Predictability of seasonal precipitation across major crop growing areas in Colombia. *Climate Services*, (12):36–47. Doi: 10.1016/j.cliser.2018.09.001.

Ferrara, C., P. Barone, L. Salvati. 2015. Towards a socioeconomic profile for areas vulnerable to soil compaction? A case study in a Mediterranean country. *Geoderma*, 247 – 248, pp: 97 – 107. Doi: 10.1016/j.geoderma.2015.02.007

Feola, G., L.A. Agudelo Vanegas, B.P. Contesse Bamón. 2014. Colombian agriculture under multiple exposures: a review and research agenda. *Climate and Development*, 7(3), pp. 278–292. Doi: 10.1080/17565529.2014.934776.

Fisher, B., R.K. Turner. 2008. Ecosystem services:

classification for valuation. *Biodiversity Conservation*, 141(5): 1167–1169. Doi: 10.1016/j.biocon.2008.02.019.

Fisher, B., R.K. Turner, P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3): 643–653. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2008.09.014

Fjeldså, J., M.D. Álvarez, J.M. Lazcano, B. León. 2005. Illicit crops and armed conflict as constraints on biodiversity conservation in the Andes region. *Ambio*, 34(3): 205–211. Doi: 10.1579/0044-7447-34.3.205.

Folke, C. 2006. Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological system analyses. *Global Environmental Change*, 16(3):253–267. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2006.04.002.

Foster, D., F. Swanson, J. Aber, I. Burke, N. Brokaw, D. Tilman, A. Knapp. 2003. The importance of land-use legacies to ecology and conservation. *Bioscience*, 53(1): 77–88. Doi: 10.1641/0006-3568(2003)053[0077:TIOLUL]2.0.CO;2.

Gallego Dávila J.G., J. Azcárate, L. Kørnø. 2019. Strategic environmental assessment for development programs and sustainability transition in the Colombian post-conflict context. *Environmental Impact Assessment Review*, (74): 35–42. Doi: 10.1016/j.eiar.2018.10.002.

Gibbs, H.K., A.S. Ruesch, F. Achard, M.K. Clayton, P. Holmgren, N. Ramankutty, J.A. Foley. 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(38): 16732–16737. Doi: 10.1073/pnas.0910275107

GMH. 2013. Centro Nacional de Memoria Histórica. ¡BASTA YA! Colombia: Memorias de guerra y dignidad. Bogotá: Imprenta Nacional. ISBN: 978-958-57608-4-4.

González, M.A., R.A. López. 2007. Political violence and farm household efficiency in Colombia. *Economic Development and Cultural Change*, (55): 367–392. Doi: 10.1086/508715.

Guardado, J. 2018. Land tenure, price shocks, and insurgency: Evidence from Perú and Colombia. *World Development*, 111:256–269. Doi: 10.1016/j.worlddev.2018.07.006.

Grima N., S. J. Singh. 2019. How the end of armed conflicts influence forest cover and subsequently ecosystem services provision? An analysis of four case studies in biodiversity hotspots. *Land Use Policy*, 81:267–275. Doi: 10.1016/j.landusepol.2018.10.056.

Hanson, T., 2011. War and Biodiversity Conservation: The Role of Warfare Ecology. G.E. Machlis et al., (eds.), Warfare Ecology: A New Synthesis for Peace and Security, 125 NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Secu

Harlio, A., M. Kuussaari, R.K. Heikkinen, A. Arponen. 2019. Incorporating landscape heterogeneity into multi-objective spatial planning improves biodiversity conservation of semi-natural grasslands. *Journal for Nature Conservation*, (49):37–44. Doi: 10.1016/j.jnc.2019.01.003.

Herrero-Jáuregui, C., C. Arnaiz-Schmitz, C.M. Reyes, M. Telesnicki, I. Agramonte, M.H. Easdale, M.F. Schmitz, M. Aguiar, A. Gómez-Sal, C. Montes. 2018. What do we talk about when we talk about social-ecological systems? A literature review. *Sustainability*, 10(8):2950. Doi: 10.3390/su10082950.

Ibáñez, A.M. y C.E. Vélez. 2007. Civil conflict and forced migration: The micro determinants and welfare losses of displacement in Colombia. *World Development*, 36 (4):659-676. Doi: 10.1016/j.worlddev.2007.04.013.

IDEAM. 2015. Memoria Técnica del Mapa de Ecosistemas Continentales, Marinos y Costeros 2005 – 2009.

IGAC. 2004. Estudio general de suelos y zonificación de tierras del Departamento del Tolima. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Bogotá D.C.

Ijang, T.P. y N. Cleto. 2013. Dependency on natural resources: Post-conflict challenges for livelihoods security and environmental sustainability in Goma, The Democratic Republic of Congo. *Development in Practice*, 23: 372-388. Doi: 10.1080/09614524.2013.781126.

Kälin, W. 2008. Guiding principles on internal displacement. Studies in Transnational Legal Policy, No. 38, The American Society of International Law, Washington, D.C.

Kaplan, O. y E. Nussio. 2018. Explaining recidivism of ex-combatants in Colombia. *Journal of Conflict Resolution*, 62(1): 64- 93. Doi: 10.1177/0022002716644326.

Karl, R. 2017. Century of the exile: Colombia's displacement and land restitution in historical perspective, 1940s – 1960s. *Canadian Journal of Latin American and Caribbean Studies*, 42(3):298-319. Doi: 10.1080/08263663.2017.1317951.

Katunga, M.M.D. y J.B. Muhigwa. 2014. Assessing post-conflict challenges and opportunities of the animal-agriculture system in the alpine region of Uvira District in Sud-Kivu Province, D. R. Congo. *American Journal of Plant Sciences*, 2948-2955. Doi: 10.4236/ajps.2014.520311.

Kininmonth, S., A. Bergsten, Ö. Bodin. 2015. Closing the collaborative gap: Aligning social and

ecological connectivity for better management of interconnected wetlands. *Ambio*, 44 (1):138-148. Doi: 10.1007/s13280-014-0605-9.

Kreidenweis, U., F. Humpenoder, L. Kehoe, T. Kuemmerle, B.L. Bodirsky, H. Lotze-Campen, A. Popp. 2018. Pasture intensification is insufficient to relieve pressure on conservation priority areas in open agricultural markets. *Global Change Biology*, 24(7):3199-3213. Doi: 10.1111/gcb.14272.

Lambin, E.F., H.J. Geist, E. Lepers. 2003. Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions. *Annual Review of Environment and Resources*, (28):205– 241. Doi: 10.1146/annurev.energy.28.050302.105459

Lambin, E. y P. Meyfroidt. 2010. Land use transitions: socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land Use Policy*, 27:108-118. Doi: 10.1016/j.landusepol.2009.09.003.

Lerner, A., F. Zuluaga, J. Chará, A. Etter, T. Searchinger. 2017. Sustainable cattle ranching in practice: Moving from theory to planning in Colombia's livestock sector. *Environmental Management*, 60:176-184. Doi: 10.1007/s00267-017-0902-8.

Liu, J., T. Dietz, S.R. Carpenter, M. Alberti, C. Folke, E. Moran, A.N. Pell, P. Deadman, T. Kratz, J. Lubchenco, E. Ostrom, Z. Ouyang, W. Provencher, C.L. Redman, S.H. Schneider, W.W. Taylor. 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science*, 317:1513-1516. Doi: 10.1126/science.1144004.

Marchesi, G. 2015. The blood of heroes: Nationalist bodies, National soils, and the scientific conservation of the Federation of Colombian Coffee-Growers (1927–1946). *Environment and Planning A: Economy and Space*, (0):1–18. Doi: 10.1177/0308518X15597447.

Marull, J., O. Delgadillo, C. Cattaneo, M.J. La Rota, F. Krausmann. 2018. Socioecological transition in the Cauca river valley, Colombia (1943–2010): towards an energy-landscape integrated analysis. *Regional Environmental Change*, 18(4): 1073-1087. Doi: 10.1007/s10113-017-1128-2.

McNeely J.A. 2003. Conserving forest biodiversity in times of violent conflict. *Oryx*, 37(02):142-152. Doi: 10.1017/S0030605303000334.

Mesa de Negociación. 2017. Acuerdo Final para la Terminación del Conflicto y la Construcción de una Paz Estable y Duradera [Final agreement for end the armed conflict and build a stable and lasting peace. Signed on 24 November 2016]. Bogotá, Colombia: Oficina del Alto Comisionado Para La Paz. ISBN: 978-958-18-0445-0. <http://www.altocomisionadoparalapaz.gov.co/Prensa/docu>

mentospublicaciones/Documents/Acuerdo-Final-ing-web.pdf.

Morales, L. 2017. Peace and environmental protection in Colombia. Proposals for sustainable rural development. In *Inter-American Dialogue* (p. 31). Disponible en http://www.thedialogue.org/wp-content/uploads/2017/01/Envnt-Colombia-Eng_Web-Res_Final-for-web.pdf.

Nagendra, H., D.K. Munroe, J. Southworth. 2004. From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 101:111–115. Doi: 10.1016/j.agee.2003.09.003.

Ordway, E. 2015. Political shifts and changing forests: Effects of armed conflict on forest conservation in Rwanda. *Global Ecology and Conservation*, (3):448–460. Doi: 10.1016/j.gecco.2015.01.013

Ostrom, E. 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science*, 325:419–422. Doi: 10.1126/science.1172133.

Österblom, H., A. Merrie, M. Metian, W.J. Boonstra, T. Blenckner, J.R. Watson, R.R. Rykaczewski, Y. Ota, J.L. Sarmiento, V. Christensen, M. Schlüter, S. Birnbaum, B.G. Gustafsson, C. Humborg, C.M. Mörtz, B. Müller-Karulis, M.T. Tomczak, M. Troell, C. Folke. 2013. Modelling social—ecological scenarios in marine systems. *BioScience*, 63(9):735–744. Doi: 10.1525/bio.2013.63.9.9.

Pacheco, P., M. Aguilar-Støen, J. Börner, A. Etter, L. Putzel, M.D.C. V. Díaz. 2010. Landscape transformation in tropical Latin America: assessing trends and policy implications for REDD+. *Forests*, 2(1):1–29. Doi: 10.3390/f2010001.

Perfecto, I., J. Vandermeer. 2010. The agroecological matrix as alternative to the landsparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107 (13):5786–5791. Doi: 10.1073/pnas.0905455107.

R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria URL <https://www.R-project.org/>.

Ralieggh, C. 2011. The search for safety: The effects of conflict, poverty and ecological influences on migration in the developing world. *Global Environmental Change*, 21(1): S82–S93. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2011.08.008.

Rehm, L. 2015. The violent process of State formation during the beginnings of the National Front in Tolima, Colombia. *Revista Colombiana de Sociología*, 38(1):39 – 62. ISSN: 2256-5485.

Renza, H., N. Millán, M. Mora, M. Cifuentes, J. Osorio, C. Frasser, D. Ramírez. 2012. Análisis de la estructura económica del Tolima y del mercado laboral en Ibagué (2005–2011). Universidad del Tolima, Colombia. 884 pp.

Ribeiro, M., E. Huber-Sannwald, L. García, F. Peña de Paz, J. Carrera, M. Galindo. 2013. Landscape diversity in a rural territory: Emerging land use mosaics coupled to livelihood diversification. *Land Use Policy*, (30):814–824. Doi: 10.1016/j.landusepol.2012.06.007.

Richani, N. 1997. The political economy of violence: the war-system in Colombia. *Journal of Interamerican Studies and World Affairs*, 39(2):37–81. Doi: 10.2307/166511.

Rodríguez, N., D. Armenteras, J. Renata. 2013. Land use and land cover change in the Colombian Andes: dynamics and future scenarios. *Journal of Land Use Science*, (8): 154–174. Doi: 10.1080/1747423X.2011.650228.

Rodríguez, N., D. Armenteras, J. Retana. 2015. National ecosystems services priorities for planning carbon and water resource management in Colombia. *Land Use Policy*, (42):609–618. Doi: 10.1016/j.landusepol.2014.09.013.

Royuela V. y G.A. García. 2015. Economic and social convergence in Colombia. *Regional Studies*, 19(2): 219–239. Doi:10.1080/003434.2012.762086.

Rubiano, K., N. Clerici, N. Norden, A. Etter. 2017. Secondary forest and shrubland dynamics in a highly transformed landscape in the Northern Andes of Colombia (1985–2015). *Forests*, 8:216. Doi: 10.3390/f8060216.

Ruiz, D., H.A. Moreno, M.E. Gutiérrez, P.A. Zapata. 2008. Changing climate and endangered high mountain ecosystems in Colombia. *Science of the Total Environment*, 398(1):122–132. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.02.038.

Salas-Salazar, L. 2016. Armed conflict and territorial configuration: elements for the consolidation of the peace in Colombia. *Bitácora*, 26(2):45–57. Doi: 10.15446/bitacora.v26n2.57605.

Salazar, A., A. Sánchez, J.C. Villegas, J.F. Salazar, D. Ruiz Carrascal, S. Sitch, J.D. Restrepo, G. Poveda, K.J. Feeley, M.L. Mercado, P.A. Arias, C.A. Sierra, M.R. Uribe, A.M. Rendón, J.C. Pérez, G.M. Tortarolo, D. Mercado-Bettin, J.A. Posada, Q. Zhuang, J.S. Dukes. 2018. The ecology of peace: preparing Colombia for new political and planetary climates. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16(9):525–531. Doi: 10.1002/fee.1950.

Salvati, L. y P. Serra. 2016. Estimating rapidity of change in complex urban system: A multidimensional,

local-scale approach. *Geographical Analysis*, 48:132–156. Doi: 10.1111/gean.12093.

Sánchez-Cuervo, A.M. y T.M. Aide. 2013a. Consequences of the armed conflict, forced human displacement, and land abandonment on forest cover change in Colombia: a multi-scaled analysis. *Ecosystems*, 16(6):1052-1070. Doi: 10.1007/s10021-013-9667-y.

Sánchez-Cuervo, A.M. y T.M. Aide. 2013b. Identifying hotspots of deforestation and reforestation in Colombia (2001–2010): implications for protected areas. *Ecosphere*, 4(11):1-21. Doi: 10.1890/ES13-00207.1.

Sánchez-Padilla, E., G. Casas, R.F. Grais, S. Hustache, M.R. Moro. 2009. The Colombian conflict: a description of a mental health program in the Department of Tolima. *Conflict and Health*, 3:13. Doi: 10.1186/1752-1505-3-13.

Sarra A., M. Mazzocchitti, A. Rapposelli. 2017. Evaluating joint environmental and cost performance in municipal waste management systems through data envelopment analysis: Scale effects and policy implications. *Ecological Indicators*, 73:756-771. Doi: 10.1016/j.ecolind.2016.10.035.

Schmitz, M.F., I. De Aranzabal, P. Aguilera, A. Rescia, F.D. Pineda. 2003. Relationship between landscape typology and socioeconomic structure. Scenarios of change in Spanish cultural landscapes. *Ecological Modelling*, 168: 343–356. Doi: 10.1016/S0304-3800(03)00145-5.

Schmitz, M.F.; D.G. Matos, I. De Aranzabal, D. Ruiz-Labourdette, F.D. Pineda. 2012. Effects of a protected area on land-use dynamics and socioeconomic development of local populations. *Biological Conservation*, 149: 122–135. Doi: 10.1016/j.biocon.2012.01.043.

Schmitz, M.F., C. Herrero-Jáuregui, C. Arnaiz-Schmitz, I.A. Sánchez, A. Rescia, F.D. Pineda. 2017. Evaluating the role of a protected area on hedgerow conservation: the case of a Spanish cultural landscape. *Land Degradation and Development*, 28: 833–842. Doi: 10.1002/ldr.2659.

Schmitz, M.F., Arnaiz-Schmitz, C., Herrero-Jáuregui, C., Diaz, P., Matos, D.G., Pineda, F.D., 2018. People and nature in the Fuerteventura Biosphere Reserve (Canary Islands): socioecological relationships under climate change. *Environ. Conserv.* 45 (1): 20–29. Doi: 10.1017/S0376892917000169.

Shultz, J.M., A.M. Gómez Ceballos, Z. Espinel, S. Ríos Oliveros, M.F. Fonseca, L.J. Hernandez Florez. 2014. Internal displacement in Colombia. Fifteen distinguishing features. *Disaster Health*, (2):1,13-24. Doi: 10.4164/dish.27885.

Sierra, C., M. Mahecha, G. Poveda, E. Álvarez-Dávila, V. Gutierrez-Velez, B. Reu, H. Feilhauer, J. Anaya, D. Armenteras, A.M. Benavides, C. Buendia, A. Duque, L.M. Estupiñán-Suárez, C. González, S. González-Carro, R. Jiménez, G. Kraemer, M.C. Londoño, S.A. Orrego, J.M. Posada, D. Ruiz-Carrascal, S. Skowronek. 2017. Monitoring ecological change during rapid socio-economic and political transitions: Colombian ecosystems in the post-conflict era. *Environmental Science and Policy*, 76: 40 -49. Doi: 10.1016/j.envsci.2017.06.011.

Stevens, K., L. Campbell, G. Urquhart, D. Kramer, J. Qi. 2011. Examining complexities of forest cover change during armed conflict on Nicaragua's Atlantic Coast. *Biodiversity and Conservation*, 20(12): 2597-2613. Doi: 10.1007/s10531-011-0093-1.

Stevenson, P., D. Guzmán, T. Defler. 2010. Conservation of Colombian primates: an analysis of published research. *Tropical Conservation Science*, 3(1): 45-62. Doi: 10.1177/194008291000300105.

Stevenson, J. 2017. Colombia: what comes next? Strategic comments, 23:1, vii-viii. Doi: 10.1080/13567888.2017.1294722.

Suárez, A., P.A. Árias-Arévalo, E. Martínez-Mera. 2018a. Environmental sustainability in post-conflict countries: insights for rural Colombia. *Environment, Development and Sustainability*, 20(3): 997-1015. Doi: 10.1007/s10668-017-9925-9.

Suárez, A., P.A. Arias-Arévalo, E. Martínez-Mera, J.C. Granobles-Torres, T. Enríquez-Acevedo. 2018b. Involving victim population in environmentally sustainable strategies: An analysis for post-conflict Colombia. *Science of the Total Environment*, 643: 1223–1231. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.262.

Tavares, A.O., R.L. Pato, M.C. Magalhae. 2012. Spatial and temporal land use change and occupation over the last half century in a peri-urban area. *Applied Geography*, (34): 432-444. Doi: 10.1016/j.apgeog.2012.01.009.

Unda, M.yA. Etter. 2019. Conservation opportunities of the land restitution program areas in the Colombian post-conflict period. *Sustainability*, 11(7): 2048. Doi: 10.3390/su11072048

UNHCR 2017. Population Statistics Database. Statistics - The World in Numbers. http://popstats.unhcr.org/en/overview#_ga=2.233138269.272241011.1557617366-1719248237.1556072316.

Vanderhaegen, K., K. Teopista Akoyi, W. Dekoninck, R. Jocqué, B. Muys, B. Verbist, M. Maertens. 2018. Do private coffee standards 'walk the talk' in improving socio-economic and environmental sustainability?. *Global Environmental Change*, 51: 1-9. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2018.04.014

Vargas, J.F. 2012. The persistent Colombian conflict: subnational analysis the duration of violence. *Defence and peace Economics*, 23(2): 203-223. Doi: 10.1080/10242694.597234.

Vélez, I., 2013. Law of Victims and Land Restitution: Colombia's Ambitious Law Faces Implementation Challenges. *FIU L. Rev.*, 9, 451.

Verburg, P.H., D.B. van Berkel, A.M. van Doorn, M. van Eupen, H.A.R.M. van den Heiligenberg. 2010. Trajectories of land use change in Europe: a model-based exploration of rural futures. *Landscape Ecology*, 25, 217-232. Doi: 10.1007/s10980-009-9347-7.

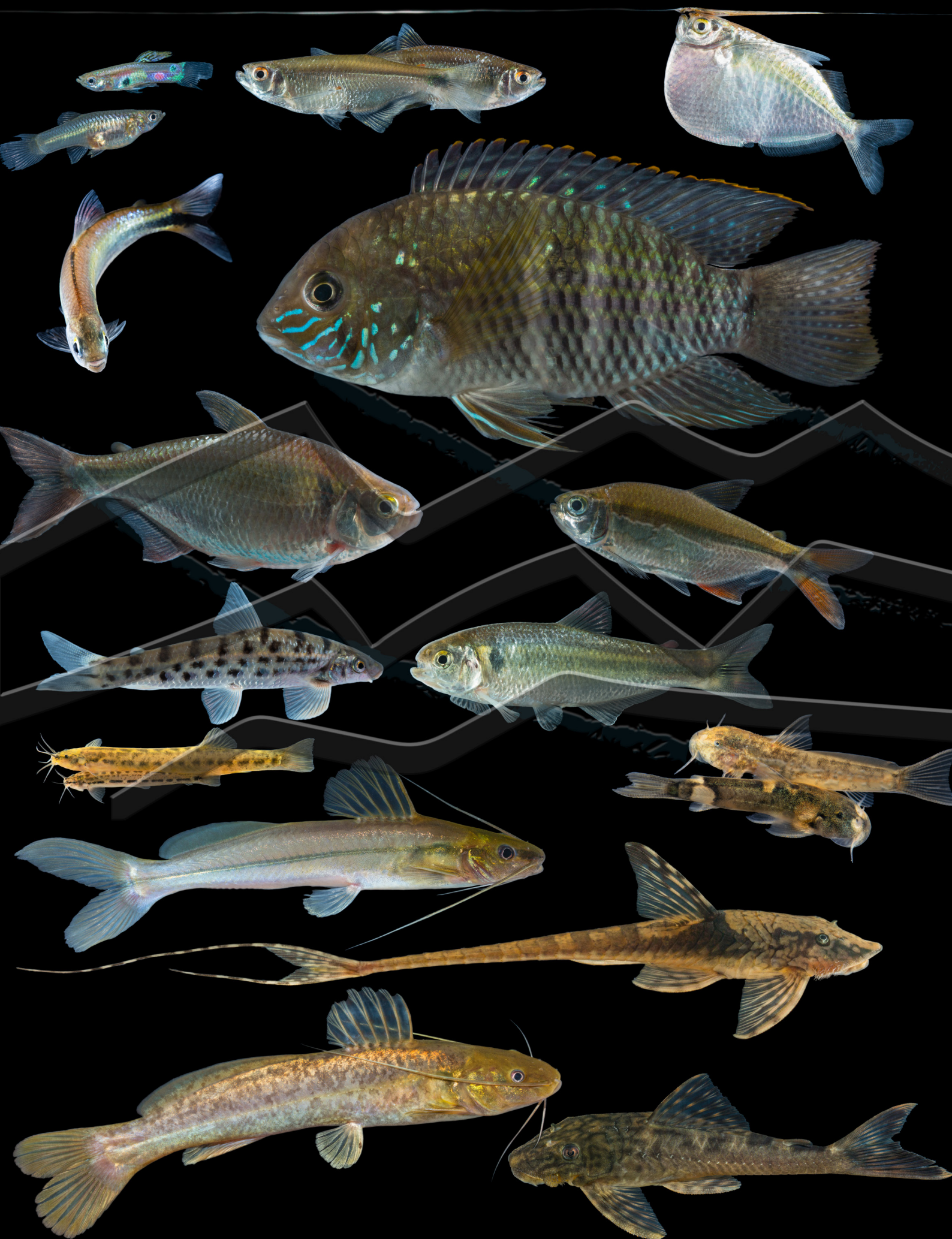
Verburg, P.H., J. Dearing, J. Dyke, S. van der Leeuw, S. Seitzinger, W. Steffen, J. Syvitski. 2016. Methods and approaches to modelling the Anthropocene. *Global Environmental Change*, 39: 328-340. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2015.08.007.

Villaraga, H., A. Sabater, J. Módenes. 2014. Modelling the spatial nature of household residential mobility within municipalities in Colombia. *Applied Spatial Analysis and Policy*, 7: 203-223. Doi: 10.1007/s12061-014-9101-7.

Wardell, D.A., A. Reenberg, C. Tottrup. 2003. Historical footprints in contemporary land use systems: Forest cover changes in savannah woodlands in the Sudano - Sahelian zone. *Global Environmental Change*, 13(4): 235-54. Doi: 10.1016/S0959-3780(03)00056-6.

World Commission on Protected Areas. 2003. World Database on Protected Areas. IUCN UNEP, Gland, Switzerland.

WWF-Colombia., 2017. Colombia Viva: Un País Megadiverso de Cara Al Futuro. Informe 2017; WWF-Colombia: Cali, Colombia.



*“El regalo máspreciado que he recibido hasta el presente como
estudioso de los peces de agua dulce, es el poder conocer y reco-
rrer las entrañas de este brutal, en toda la dimensión de la pala-
bra, espacio geográfico llamado Colombia, a través de sus venas
de agua dulce.*

*De esta forma intentar comprender las causas, los orígenes y el
por qué de nuestra realidad, y del por qué es tan complejo darnos
la oportunidad de construir precisamente una “nueva realidad”
para nuestra sociedad, pues, al final y al cabo, cada uno de noso-
tros somos responsables en menor o mayor grado de lo que pasa
en el patio de nuestra casa”*

Javier Alejandro Maldonado Ocampo

1977 - 2019

In memoriam

Capítulo 3

Vínculos entre los usos del suelo y la diversidad funcional de los peces de humedales en el bosque seco tropical en Tolima

3.1 Introducción

3.2 Área de estudio

3.2.1 Localización de los humedales del bosque seco tropical tolimense

3.3 Métodos

3.3.1 Caracterización de los humedales de acuerdo a su cobertura y uso del suelo

3.3.2 Muestreo de peces

3.3.3 Selección de rasgos funcionales

3.3.4 Análisis de la diversidad taxonómica y funcional

3.3.5 Análisis de las relaciones entre LULC y la diversidad funcional

3.4 Resultados

3.4.1 Tipologías de humedales en el bosque seco tropical de Tolima

3.4.2 Caracterización funcional de las comunidades de peces

3.4.3 Relación entre la diversidad funcional y las tipologías de humedales

3.5 Discusión

3.5.1 Caracterización de los humedales del bsT de acuerdo a sus LULC

3.5.2 Vínculos entre la diversidad funcional de peces y los tipos de humedal

3.6 Conclusiones

Referencias

Capítulo 3. Vínculos entre los usos del suelo y la diversidad funcional de los peces de humedales en el bosque seco tropical en Tolima

3.1 Introducción

Una de las principales causas del Cambio Global es la transformación antrópica de las coberturas del suelo, que está impulsando fuertes transformaciones en el territorio (Foley *et al.*, 2005; Johnson *et al.*, 2017; Newbold *et al.*, 2016; Sontera *et al.*, 2017; Tucker *et al.*, 2018). Entre ellas destaca la alarmante pérdida de biodiversidad a escala global, lo que a su vez modifica el funcionamiento de los ecosistemas y, por tanto, sus contribuciones al bienestar humano (Hector *et al.*, 2001; Díaz *et al.*, 2007; Mayfield *et al.*, 2010; Newbold *et al.*, 2015). De hecho, los cambios en la biota a menudo ejercen efectos sobre la dinámica del ecosistema incluso más importantes que los cambios en las condiciones del medio físico (Hooper *et al.*, 2005; Dornelas *et al.*, 2017). Por ello, para enfrentar el Cambio Global de forma realista y efectiva, es crucial comprender cómo la transformación de los usos del suelo afecta a la biodiversidad, y especialmente, qué consecuencias tiene ello sobre las funciones que desempeña en el ecosistema para, en un paso siguiente, comprender cómo tales transformaciones determinan el suministro de servicios para el bienestar humano (Díaz *et al.*, 2006; McGill *et al.*, 2015; Sandifer *et al.*, 2015; Oliver *et al.*, 2015). Es verdad que es muy compleja y difícil de desentrañar la forma exacta en que la composición de especies y sus interacciones moldean los flujos de materia, energía e información en los ecosistemas y cómo estos a su vez determinan los servicios que suministran, pero desde hace unas décadas se ha hecho evidente la existencia de relaciones directas e indirectas, a través de la diversidad funcional (Díaz *et al.*, 2007; Barbet-Massin y Jetz, 2015; Hevia *et al.*, 2017; Hos-sain *et al.*, 2017; Alahuhta *et al.*, 2018). En este capítulo se ha abordado el análisis de esta relación crucial entre los cambios de usos del suelo y el funcionamiento ecológico en el Tolima a través del caso de estudio, singular y significativo de los humedales presentes en el ecosistema de bosque seco tropical (Rasmussen *et al.*, 2012; Tooth, 2017).

En las regiones tropicales, los humedales han sido fundamentales para la subsistencia y el bienestar de las comunidades durante milenios, ocupando tan solo el 3% de la tierra (Nath y Rattan, 2017), cuanto más en Colombia donde este porcentaje asciende hasta alcanzar en torno al 27% de la superficie del país (Ricaurte *et al.*, 2017). La definición convencional en Colombia para humedales es: “extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de agua, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o en corriente, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de

agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros” (Ponce de León, 2004; Lasso *et al.*, 2014a). La distribución y diversidad de los humedales colombianos es muy amplia, y se ve ecológicamente condicionada por el gradiente de elevación, de lo cual Tolima es ejemplo paradigmático (IGAC, 2004). El propio gobierno manifiesta su intención de garantizar la conservación de la biodiversidad y el suministro de los servicios asociados a los humedales como prioridad teórica en el marco de sus políticas ambientales, de tal forma que su gestión garantice que los beneficios derivados de la biodiversidad sean distribuidos equitativamente a la población (Vilardy *et al.*, 2014). Sin embargo, desde finales del siglo XX, la funcionalidad de dichos humedales se encuentra seriamente afectada por la construcción de sistemas de riego que incluyen importantes captaciones de agua de los humedales para la ampliación de la frontera agrícola, el crecimiento urbano y la construcción de infraestructuras de servicio (vías de comunicación y redes eléctricas), entre otros (Ribeiro *et al.*, 2013; Lasso *et al.*, 2014a; Rubiano *et al.*, 2017).

Los humedales son valiosos sistemas ecológicos clave para el resto de los elementos naturales y antrópicos del paisaje en el que se integran estructural y funcionalmente (Lasso *et al.*, 2014b), que cumplen y sirven como ejemplo de la definición de sistemas socio-ecológicos asumida en este trabajo de investigación. Es decir, se caracterizan por un proceso continuo de adaptación conjunta y mutua entre dos subsistemas interdependientes: el biofísico, que comprende todas las comunidades biológicas en un medio acuático-terrestre, y el social, que incluye a los habitantes de las zonas aledañas, usuarios directos de los servicios que suministran y que gestionan las actividades que allí se desarrollan (Vilardy *et al.*, 2014; Santos-Martín, *et al.* 2015). Así, son importantes proveedores de un amplio rango de servicios de los ecosistemas (SEs), entre los que destacan servicios de abastecimiento básicos como el agua para consumo humano y de la agricultura, la caza y la pesca, y los de regulación hidrológica (depuración natural de aguas, control de avenidas y recarga de acuíferos) y climática (depósito, fuentes y sumideros de gases efecto invernadero) (Allen *et al.*, 2017; Gumbricht *et al.*, 2017; Ricaurte *et al.*, 2017; Tooth, 2017), lo cual se ve reflejado en el Tolima por su importancia cultural y patrimonial ligada a las comunidades que dependen directamente de ellos.

En el capítulo anterior se analizaron los drásticos patrones de cambio en el uso del suelo que ocurren en el departamento de Tolima, que incluyen graves pérdidas de hábitat y casos de contaminación de las aguas que afectan directamente a la biodiversidad de sus humedales, haciéndolos más vulnerables. El caso del valle del río Magdalena, principal arteria socio-ecológica del territorio tolimense, es especialmente relevante y se asocia al

deterioro del bosque seco tropical (bs-T). Se trata de un bioma forestal que se presenta en las tierras bajas de las zonas tropicales, y se caracteriza por la marcada estacionalidad de las lluvias. En toda Colombia, este ecosistema muestra una tendencia de rápida transformación a causa de la agricultura, la ganadería, la minería y el desarrollo urbano (Etter *et al.*, 2008; Pizano *et al.*, 2014; Silva *et al.*, 2015; Aldana-Domínguez *et al.*, 2017; Ricaurte *et al.*, 2017; González-M *et al.*, 2018), a pesar de su gran valor socio-ecológico. Basta resaltar que solo una pequeña parte del área boscosa de este ecosistema está siendo protegida (Bastin *et al.*, 2017), y corresponde en su mayoría a pequeños parches localizados en las laderas de las colinas donde la agricultura no es viable (Forero-Medina y Joppa, 2010). Tan profunda transformación ha generado la fragmentación del bs-T hasta el punto de ser categorizado como en peligro crítico de acuerdo con los criterios de la UICN (Buzzard *et al.*, 2016). Las consecuencias de estas conversiones son también dramáticas para los humedales del bs-T, que juegan un papel fundamental en el funcionamiento ecológico de este bioma. Los graves impactos negativos sobre la biodiversidad están provocando el deterioro, e incluso pérdida, de muchos de los servicios que han venido suministrando a la población por siglos (Gumbricht *et al.*, 2017; Ricaurte *et al.*, 2011; Maltby, 2018).

Pero no todas las especies tienen efectos iguales en el funcionamiento de los ecosistemas, debido a la importancia diferencial de sus rasgos funcionales (véase Capítulo 1) en los procesos ecológicos (Mouchet *et al.*, 2010), que determina ulteriormente en qué grado soportan los servicios de los ecosistemas (Díaz *et al.*, 2007). La riqueza de especies, así como muchos de los índices que miden la diversidad, se basan en que todas las especies son iguales, y para calcular su abundancia se han empleado unidades y herramientas similares, como si así fuese (Magurran, 2005). Fue por esta razón que la diversidad funcional ha sido propuesta como una herramienta útil para el conocimiento de las relaciones entre diversidad, estructura de la comunidad y funcionamiento del ecosistema. Entendida como la cantidad de variación interespecífica en los rasgos funcionales en una comunidad ecológica (Poos *et al.*, 2009) o la cuantificación de la distribución de las unidades funcionales en un espacio multidimensional (Mouchet *et al.*, 2010), el análisis de la diversidad funcional permite obtener una mejor comprensión del impacto que las perturbaciones ambientales ejercen sobre el funcionamiento de los ecosistemas (Cadotte *et al.*, 2011; Mouillot *et al.*, 2013; Strong *et al.*, 2015; Dolbeth *et al.*, 2016a).

Partiendo de tales antecedentes, se decidió analizar la diversidad funcional de las comunidades de peces en una amplia muestra de humedales ligados al bosque seco tropical en la cuenca del Magdalena, considerándolas indicadoras válidas de la dinámica natural

y las condiciones de salud ecológica de tan importantes ecosistemas acuático-terrestres (Whitfield y Harrison, 2014). Influyó también en la elección que son considerados un buen modelo para investigar la diversidad funcional a diferentes niveles tróficos (Duffy, 2002; Córdova-Tapia y Zambrano, 2016). Específicamente, se exploró: a) cómo la diversidad funcional puede cambiar de acuerdo con los patrones de uso del suelo; y b) si existe un patrón de diversidad funcional de las comunidades de peces independiente del impacto generado por los cambios de usos del suelo.

3.2 Área de estudio

3.2.1 Localización de los humedales del bosque seco tropical tolimense

El bosque seco Tropical (bs-T) del Tolima se encuentra en la cuenca del Alto Magdalena, localizado entre los 250 y 1000 m s.n.m., con un área de 8.816,2 km², abarcando desde la desembocadura del río Guarinó, hasta el límite con el departamento de Huila, al sur (Yara y Reinoso, 2012) (Fig. 14). Esta región se caracteriza por tener un clima cálido y un régimen de lluvias bimodal, con marcadas estaciones de lluvia y sequía; durante el periodo de bajas lluvias (sequía), la flora experimenta un déficit de agua (Forero-Medina y Joppa, 2010) manteniendo sólo el 3% de su cobertura (Etter *et al.*, 2006).

Los humedales del bs-T están usualmente asociados con las áreas de inundación de los ríos del flanco oriental de la cordillera Central de Colombia, y se asocian con las áreas de producción agrícola intensiva (Etter *et al.*, 2008; González-M *et al.*, 2015; Gumbricht *et al.*, 2017; Ricaurte *et al.*, 2017; González-M *et al.*, 2018). Para el presente estudio, se seleccionaron 21 humedales (Fig. 14), ubicados en un rango altitudinal de 250 a 765 m s.n.m. Aunque todos ellos se encuentran en el bs-T, se localizan en distintas cuencas hidrográficas, las cuales se diferencian entre sí por los usos y coberturas del suelo, y las actividades económicas que se desarrollan en sus áreas circundantes (Reinoso-Flórez *et al.*, 2014, 2015, 2016).

3.3 Métodos

Cuantificar la diversidad funcional es una vía para intentar cerrar la importante brecha metodológica entre el funcionamiento de los ecosistemas y la ecología de comunidades (Mouchet *et al.*, 2010). A pesar de su relevancia, inicialmente no hubo un consenso de cómo cuantificar la diversidad funcional de una comunidad, hasta que Mason *et al.*, (2005) propusieron que debería ser dividida en tres componentes principales: riqueza funcional, divergencia funcional y equitatividad funcional, los cuales son complementarios y permiten describir la distribución de las especies, y sus abundancias, den

tro de un espacio funcional. Esta tipología es análoga a la distinción entre riqueza de especies y equitatividad en los estudios tradicionales de diversidad (Poos et al., 2009).

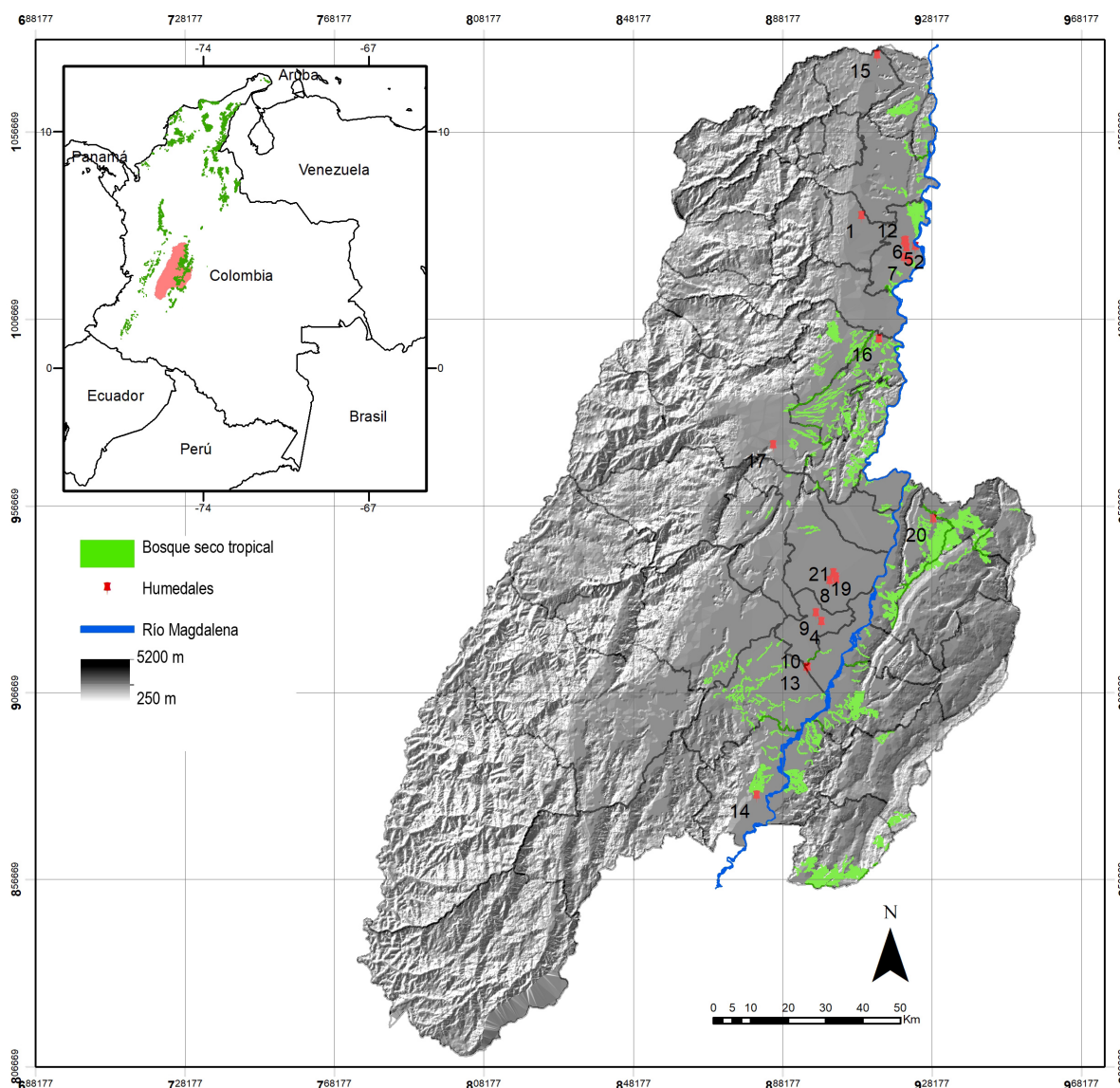


Figura 14. Localización de los humedales objeto de estudio (puntos rojos). Humedales: 1. Albania; 2. Ambalemita, 3. Azuceno, 4. Caracolí, 5. El Burro, 6. El Gavilán, 7. El Oval, 8. El Saman, 9. El Silencio, 10. El Toro, 11. La Garcera, 12. La Huaca, 13. La Pedregosa, 14. La Zapuna, 15. Laguna de Coya, 16. Laguna de Río Viejo, 17. Las Garzas, 18. Moya de Enrique, 19. Saldañita, 20. Toqui Toqui, 21. Zancudal.

Como cada componente describe un aspecto distinto, la cuantificación completa de la diversidad funcional requiere de al menos un índice que mida cada uno de estos componentes. Por otra parte, si se asume (a) que las condiciones ambientales actúan como un filtro en la coexistencia de especies que permite que sólo un espectro estrecho de rasgos funcionales persistan (Zobel, 1997), (b) que los principios de exclusión competitiva (Hardin, 1960) y similitud limitante (MacArthur y Levins, 1967) son los que permiten la coexistencia de especies disimilares, y (c) que las especies persisten y coexisten independientemente de sus rasgos porque individuos y especies son equivalentes, como propone la teoría neutral

(Hubbell, 2001), es necesario disponer de las herramientas adecuadas para diferenciar las comunidades bajo diferentes reglas de ensamblaje, y determinar cuál de los tres mecanismos tiene mayor influencia en las comunidades (Mouchet *et al.*, 2010). De acuerdo con esto, se evaluaron los patrones de diversidad funcional, teniendo en cuenta tanto los distintos rasgos complementarios en la comunidad como la identidad funcional de las comunidades de peces propias de los humedales de acuerdo a los diferentes impactos antropogénicos derivados del uso del suelo a los que están sujetos. Se espera que cuando los factores ambientales que actúan como limitantes de la riqueza de las especies dentro de la comunidad, la coexistencia de especies sea funcionalmente redundantes. Es decir que una mayor magnitud de las restricciones ambientales puede llevar a una disminución en la diversidad funcional (Mouillot *et al.*, 2007).

3.3.1 Caracterización de los humedales de acuerdo a su cobertura y uso del suelo

Los datos de cobertura y usos del suelo (LULC, véase Capítulo 2), se obtuvieron de información cartográfica a escala 1:5.000 (Reinoso-Flórez *et al.*, 2014, 2015, 2016). Los LULC se clasificaron, en los humedales estudiados, en cinco tipos dominantes: bosques riparios, bosques fragmentados, sistemas ganaderos, cultivos y territorio artificializado; este último corresponde a usos urbanos o presencia de infraestructuras (Apéndice 3). Estas variables fueron relativizadas a escala del humedal, como el porcentaje de cobertura con respecto al área total de cada humedal. Con el fin de definir el patrón dominante de LULC dentro de los humedales se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP), que permitió agruparlos por tipologías acordes con las principales tendencias del ACP (De Aranzabal *et al.*, 2008; Salvati y Serra, 2016). Los grupos de humedales hallados fueron confirmados mediante un Análisis Discriminante (AD).

Para cada humedal se tomaron *in situ*, la temperatura del agua (°C), el oxígeno disuelto (mgO_2/L), la conductividad (μS) y el pH (unidades), empleando para ello una sonda multiparámetro SCOTT, así como muestras superficiales de agua para determinar, en el laboratorio nitratos (mg/L), fosfatos (mg/L), alcalinidad (HCO_3^-), dureza (mgCaCO_3/L), turbidez (FTU), sólidos totales (mg/L), y Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5), de acuerdo con las recomendaciones de APHA-AWWA-WEF (Vásquez-Ramos *et al.*, 2010). Más detalles de los procedimientos de muestreo se encuentran en Reinoso-Flórez *et al.*, (2014, 2015, 2016). Se determinó la colinealidad y los valores de inflación de la varianza (VIF) de los parámetros fisicoquímicos medidos para probar la existencia de correlación de los datos. Los parámetros no colineales fueron graficados con el método de boxplot, para cada uno de los grupos de humedales definidos por el ACP. Las diferencias de estos parámetros

entre los grupos de humedales se determinaron con un Análisis de Varianza de una vía (ANOVA, $p < 0.05$), siempre que los datos cumplieran con los supuestos, y con una prueba de Kruskal-Wallis para los no paramétricos (Zuur *et al.*, 2009, 2010).

3.3.2 Muestreo de peces

La colecta de peces fue realizada por el Grupo de Investigación en Zoología (GIZ) de la Universidad del Tolima (Colombia), para lo cual se llevó a cabo un muestreo, en cada humedal, durante el periodo hidrológico de bajas lluvias (sequía), entre los años 2014 y 2016. Las comunidades de peces fueron muestreadas con un equipo portátil de electropesca (SAMUS modelo 725M), una red de arrastre (3 m x 1.5 m, 2 mm de ojo de malla) y una red de mano (5m x 2m, 5 mm de ojo de malla). En cada humedal el esfuerzo de muestreo con el equipo de electropesca fue de 1 hora, a una profundidad menor o igual a 1 metro. Adicionalmente, se realizaron cinco barridas (red de arrastre) de 20 m de longitud, con el fin de cubrir la mayor cantidad de hábitats posibles (fondos de arena, grava, guijarros y rocas) y sus posibles combinaciones con macrófitas (troncos y hojarasca); de esta forma se garantizó la colecta de especies poco abundantes o raras. Los ejemplares colectados fueron fijados en formol al 10%, transportados al laboratorio y, 48 horas más tarde, transferidos a etanol al 70% para su conservación definitiva (Conde-Saldaña *et al.*, 2017).

En el laboratorio, todos los ejemplares colectados fueron identificados, contados, catalogados y depositados en la Colección Zoológica de la Universidad del Tolima, sección Ictiología (CZUT-IC). Cada espécimen fue determinado hasta nivel de especie, empleando para ello las descripciones y claves taxonómicas disponibles (Eigenmann, 1912, 1922; Dahl, 1971; Miles, 1971; García-Alzate *et al.*, 2015; Villa-Navarro *et al.*, 2017). Todos los peces colectados fueron medidos (mm Longitud Estándar), utilizando al menos 30 ejemplares para las medidas morfológicas, con el fin de determinar sus rasgos cuantitativos (Tabla 5, Conde-Saldaña *et al.*, 2017). En aquellas especies cuyo número de ejemplares disponibles fue menor a 30, se midieron todos sus ejemplares colectados.

3.3.3 Selección de rasgos funcionales

Para el análisis de rasgos funcionales se utilizaron tanto rasgos cuantitativos como cualitativos que informan de la ecología trófica, uso de hábitat, locomoción y estrategias de historia de vida, siguiendo la metodología de Oliveira *et al.*, (2010) y Winemiller (1991, 1992). Los detalles sobre los rasgos cualitativos y cuantitativos de cada especie están disponibles en el Apéndice 4. Se midieron seis rasgos morfológicos, tres para cuantificar la adquisición de alimento (tamaño, tamaño del ojo, forma de la boca) y tres la locomoción (proporción aleta pectoral, estrechamiento del pedúnculo caudal, relación del área de las aletas) (Tabla

5; Villéger et al., 2010). Los rasgos fueron medidos en varios individuos de cada especie y se estimó el valor medio, observándose diferencias intraespecíficas mucho menores que las interespecíficas (Dumay et al., 2004) y fueron analizados para establecer su colinealidad, tras revisar sus correlaciones y la variación del factor de inflación ($VIF > 3$, Zuur et al., 2009).

Tabla 5. Listado de rasgos usados y razones de su selección. La lista incluye seis rasgos cuantitativos (Villéger et al., 2010), y seis rasgos cualitativos, donde se indican las diferentes categorías. *Bd* –profundidad del cuerpo; *Bw* –ancho del cuerpo; *Hd* –profundidad de la cabeza a la altura del ojo, *Mh* –altura de la boca; *Mw* –ancho de la boca; *Ed* –diámetro del ojo; *PFl* –longitud de la aleta pectoral; *PFs* –superficie de la aleta pectoral; *CFh* –altura de la aleta caudal; *CFs* –superficie de la aleta caudal; *CPh* –altura del pedúnculo caudal.

Rasgo	Medida / categoría	Razones para la selección de los rasgos
Tamaño	Longitud (mm) $\text{Log}(\text{length} + 1)$	Tamaño, metabolismo (<i>p.e.</i> El tamaño está relacionado con la ingesta de alimento y su impacto en la red trófica).
Tamaño del ojo	$\frac{Ed}{Hd}$	Detección de las presas.
Forma de la boca	$\frac{Mh}{Mw}$	Método de captura de los alimentos (<i>p.e.</i> valores altos indican bocas estrechas con gran apertura.).
Proporción de la aleta pectoral	$\frac{PFl^2}{PFs}$	Uso de la aleta pectoral para propulsión (<i>p.e.</i> valores más altos indican una aleta larga y estrecha).
Estrechamiento del pedúnculo caudal	$\frac{CFh}{CPh}$	Eficiencia de la aleta caudal para la propulsión, por reducción del arrastre. (<i>p.e.</i> valores más bajos indican una mayor capacidad de propulsión o velocidad).
Relación área de las aletas con tamaño corporal	$\frac{(2 \times PFs) + CFs}{\frac{\pi}{4} + Bw + Bd}$	Aceleración y/o eficiencia en la maniobrabilidad.
Gremio trófico	Herbívoro/Detritívoro Herbívoro/Ramoneador Insectívoro Omnívoro bentónico Omnívoro insectívoro Predador	Refleja la estructura trófica, distribución de recursos y cómo los organismos se adaptan al hábitat.
Posición de la boca	Terminal Superior Inferior Ventral	Refleja el método de alimentación en la columna de agua.
Posición vertical en la columna de agua	Bentónico Necto-bentónico Nectónico	Refleja la posición en la columna de agua y el potencial de uso de hábitat.
Estrategia reproductiva	Ovíparo Vivíparo	Estrategias de historias de vida influyen la respuesta demográfica a la variación ambiental.
Patrón de pigmentación del cuerpo	Barras Oscuro Tonos claros Plateado Punto área caudal	Estrategias de defensa (<i>p.e.</i> color que coincide con el fondo) y/o mecanismo atrayente de presas.
Presencia de estructuras de defensa	Ausencia Espinas Escudos	Refleja estrategias físicas de defensa frente a predadores y otras posibles interacciones biológicas.

* Literatura de soporte de los rasgos cualitativos seleccionados: Conde-Saldaña et al., 2017; Alborno-Garzón y Villa-Navarro, 2017; Villa-Navarro et al., 2014; Zúñiga-Upegui et al., 2014; López-Delgado, 2013; Jiménez-Segura et al., 2011; Villa-Navarro, 2011; Lozano-Zárate et al., 2008; Castro-Roa et al., 2007; Zúñiga-Upegui et al., 2005; Zúñiga-Upegui y Villa-Navarro, 2005; Maldonado-Ocampo et al., 2005; Villa-Navarro y Losada-Prado, 1999a,b, 2004a,b.

Con base en la bibliografía disponible se seleccionaron seis rasgos cualitativos (Tabla 5), que brindaron información complementaria de su ecología trófica (gremio trófico, posición de la boca), uso del hábitat (posición vertical en la columna de agua), locomoción (posición vertical en la columna de agua), defensa (patrón de pigmentación corporal, presencia de estructuras de defensa) y estrategias de historia de vida (estrategia reproductiva) (Véase referencias en la nota al pie de la Tabla 5). Los cambios ontogénicos no fueron considerados en estos análisis, para lo cual se midieron ejemplares de tamaños similares en cada especie (Silva-Júnior et al., 2017).

3.3.4 Análisis de la diversidad taxonómica y funcional

La diversidad taxonómica y funcional fue evaluada para cada humedal y cada grupo de humedales, calculando la riqueza específica y diversos índices de disimilitud: número de especies e índice de Simpson para la aproximación taxonómica, y riqueza funcional (*FRic*), equitatividad funcional (*FEve*), divergencia funcional (*FDiv*) y entropía cuadrática de Rao (*RaoQ*) para la aproximación funcional (Villéger et al., 2008; Laliberté et al., 2014). La corrección de Cailleux fue aplicada para permitir el análisis de la matriz con rasgos cuantitativos y cualitativos (Gower y Legendre, 1986). En aquellos humedales con menos de tres especies, *FRic*, *FEve* y *FDiv* fueron forzados a cero para facilitar la interpretación de sus resultados; sin embargo, estos índices no fueron calculados en tales escenarios.

A una escala local, la riqueza de peces puede ser regulada tanto por filtros abióticos como por interacciones bióticas que actúen simultáneamente (Mouillot et al., 2007). La riqueza funcional corresponde al volumen ocupado por las especies en el espacio funcional, y para su estimación se empleó el índice *FRic* (Villéger et al., 2008), que se basa en los valores de los rasgos funcionales sin tener en cuenta la abundancia de las especies. A diferencia de otras medidas de riqueza funcional, *FRic* no tiene en cuenta las distancias por pares o las longitudes de las ramas entre las especies, sino los vértices del *convex hull*, representando con mayor precisión el cambio en la dimensionalidad del espacio funcional generado por la estructura de la comunidad (Mouchet et al., 2010). La divergencia funcional fue calculada por medio del índice *FDiv* que mide la distribución de la abundancia dentro del espacio funcional ocupado y la regularidad de dicha distribución,

$$FDiv = \frac{\Delta d + dG}{\Delta d + dG}$$

Este índice permite saber si las especies cuyos rasgos se encuentran más cerca del centro de gravedad del espacio funcional, donde los rasgos actúan como coordenadas, son las más abundantes; este centro de gravedad se calcula sin tener en cuenta las abundancias

relativas de las especies (Villéger et al., 2008). En otras palabras, *FDiv* nos indica si las especies con rasgos más comunes son también las especies más abundantes o, por el contrario, si estas presentan rasgos con valores más extremos.

La entropía cuadrática de *RaoQ* (Villéger et al., 2008), se deriva de la teoría de la entropía, y se expresa como una forma cuadrática (suma de las distancias entre los pares de especies), usando la abundancia relativa de las especies como ponderador (Mouchet et al., 2010). En otras palabras, es una medida continua de diversidad funcional que incluye información acerca de la equitatividad de la distribución de los rasgos funcionales dentro de una comunidad (Weigelt et al., 2008).

$$Q = \sum_{i=1}^{S-1} \sum_{j=i+1}^{S-1} d_{ij} p_i p_j$$

RaoQ fue evaluado y calculado como una medida de disimilaridad de rasgos entre individuos, siendo una medida equivalente a la diversidad taxonómica de Simpson (de Bello et al., 2016).

Para el cálculo de la equitatividad funcional se empleó el índice *FEve* (Villéger et al., 2008), que mide la regularidad de la distribución de la abundancia en un espacio funcional, donde *PEW* corresponde a la equidad pondera parcial. El valor de *FEve* será máximo cuando exista una distribución uniforme en la abundancia de las especies, en el espacio funcional (Mouchet et al., 2010).

$$FEve = \frac{\sum_{i=1}^{S-1} \min\left(PEW_i \frac{1}{S-1}\right) - \left(\frac{1}{S-1}\right)}{1 - \frac{1}{S-1}}$$

La redundancia funcional fue evaluada como la diferencia entre el índice de Simpson y el índice de *RaoQ*, ya que todas las especies son funcionalmente diferentes cuando la redundancia es cero (Simpson = *RaoQ*), mientras que se alcanza la máxima redundancia cuando todas las especies tienen funciones similares, es decir cuando la diversidad funcional es cero (de Bello et al., 2007; Dolbeth et al., 2016b).

La clasificación de individuos y especies en grupos funcionales permite reducir el número de parámetros o rasgos funcionales, de tal forma que los grupos funcionales son una herramienta poderosa para comprender las comunidades acuáticas (Mouillot et al., 2006). Los grupos funcionales fueron determinados *a posteriori* por medio un análisis de riqueza de grupo funcional (*FGR*), el cual se basa en la clasificación de las especies por una inspección visual del dendrograma (Laliberté et al., 2014). Este análisis proporciona el número

de grupos funcionales por comunidad, su composición, y la abundancia de cada grupo en la comunidad, un dato que es analizado relacionándolo con la valoración de cada grupo de humedal definido inicialmente. Hay que hacer constar que *Synbranchus marmoratus* hubo de ser eliminado de todos los análisis de diversidad funcional debido a la forma atípica de su cuerpo (considerado como *outlier* en los análisis estadísticos subsecuentes).

3.3.5 Análisis de las relaciones entre LULC y la diversidad funcional

El uso de rasgos funcionales mejora la capacidad de comprender la estructura y dinámica de las comunidades ecológicas más que las meras identidades taxonómicas de las mismas. El interés renovado de los estudios basados en estos rasgos está en su potencialidad para predecir su respuesta a las perturbaciones ambientales (McGill *et al.*, 2006). La clave estaría en identificar los rasgos que varían en respuesta a los cambios ambientales, ya que un cambio en el desempeño individual podría afectar las características demográficas de una población, lo cual a su vez afectaría la estructura y dinámica de una comunidad y, como consecuencia, la dinámica y funcionamiento del ecosistema (Dray *et al.*, 2014; Violle *et al.*, 2007). La metodología para vincular matemáticamente los cambios ambientales y la respuesta funcional de las comunidades parte del análisis de la información proveniente de tres matrices de datos denominadas: **R**, ($n \times m$) con las medidas de m variables ambientales en n muestras, **Q**, ($p \times s$) que describe s rasgos para p especies y **L**, ($n \times p$) con las abundancias (u ocurrencias) de p especies dentro de n muestras (Dray *et al.*, 2014).

Legendre *et al.*, (1997) desarrollaron un método denominado *fourth-corner* (cuatro esquinas), capaz de combinar las tres tablas en una matriz que describe asociaciones entre el ambiente y los rasgos funcionales ya que mide y prueba asociaciones múltiples entre cada rasgo funcional y variable ambiental a través de estadísticos y permutaciones que permiten evaluar su significancia. Al utilizar variables medidas en distintas unidades estadísticas (especies y muestras), se requiere emplear un procedimiento aleatorizado de prueba adecuado. Para esto se desarrollaron dos modelos de permutación: el modelo **2** el cual prueba que la distribución de las especies no está influenciada por las condiciones ambientales, permuta n muestras para probar la hipótesis que no hay relación entre **R** y **L** y, el modelo **4** que prueba que la composición de las especies en los humedales no está influenciada por sus rasgos funcionales, permuta p especies para probar la hipótesis que no hay relación entre **L** y **Q** (Legendre *et al.*, 1997). El método de *fourth-corner* es óptimo para probar las asociaciones entre los rasgos individuales y las variables ambientales, sin embargo, no considera la covariación que se produce entre los rasgos funcionales o entre las variables ambientales (Dray *et al.*, 2014).

Complementariamente, Dolédec et al., (1996) desarrollaron el método *RLQ*, consistente en un análisis de co-inercia que produce una ordenación estadística de las tres tablas con sus tres grupos de variables, las ambientales, la abundancia y los rasgos funcionales de las especies. Esta técnica multivariada (Dray et al., 2011, 2014) se basa en la descomposición del valor singular generalizado (GSVD) de la matriz de *fourth-corner*, asignando puntuaciones a las especies, muestras, rasgos funcionales y variables ambientales a lo largo de ejes ortogonales, graficando las principales estructuras. Para efectuar el *RLQ* se realiza inicialmente un análisis de correspondencia (AC) con los datos de abundancia (**L**), un ACP para los datos de gradiente ambiental, que corresponde a los LULC (**R**), y un análisis de Hill-Smith para los datos de rasgos funcionales (**Q**), este último porque la matriz combina rasgos cualitativos y cuantitativos (Dray et al., 2011). Sin embargo, esta es una prueba global que no permite determinar qué variables ambientales están actuando sobre qué combinación de rasgos funcionales.

Si se considera una tabla de variables cuantitativas para las cuales se puede calcular una matriz de correlación, el análisis *RLQ* sería similar a un ACP, mientras que el método de *fourth corner* podría relacionarse con las pruebas de correlación calculadas para cada par de variables. Combinando los resultados de estos dos modelos, se puede probar la hipótesis de que al menos una de las tablas (**R**, variables ambientales, o **Q**, rasgos funcionales) no está influenciada por **L** (distribución de especies). En este trabajo, el análisis de las relaciones entre los usos del suelo predominantes (determinados como porcentaje del LULC dominante en cada grupo de humedales) y los rasgos estudiados, mediada por la abundancia de las especies, fue realizado con los métodos *RLQ*, empleando el método *fourth corner*, para probar las asociaciones entre los rasgos individuales y los LULC. Tanto el *RLQ* como el método de cuatro esquinas fueron analizados de forma separada (modelos **2** y **4**), como análisis complementarios, y los resultados fueron combinados aplicando directamente el método de cuatro esquinas (modelo 6), tal como lo sugiere Dray et al., (2014). Una asociación entre los rasgos funcionales y una variable ambiental se considera significativa en una prueba secuencial modelo 6 si el mayor valor de los valores *P* (obtenido de los modelos **2** y **4**) es menor que $\alpha = 0.05$, porque el modelo 6 fija el nivel del error tipo I (Dray et al., 2014). Para obtener una prueba evitando el error tipo I, se combinaron los resultados de los modelos **2** y **4** (Dray et al., 2014), empleando 9999 permutaciones en procedimientos totalmente aleatorizados, y para ajustar los valores de *P* para múltiples pruebas (nivel de significancia $\alpha = 0.05$) se empleó el método de tasa de falso descubrimiento (FDR).

Los análisis fueron realizados usando las distintas librerías y funciones implementadas en el software estadístico R (R Core Team, 2016), nominalmente *corrplot* (Wei et al., 2017), *ggplot2*, *FactoMineR* (Lê et al., 2008), *factoextra* (Kassambara y Mundt, 2017), *FD library* (Laliberté et al., 2014), *ade4* (Dray y Dufour, 2007), y la función “*Rao*” (de Bello et al., 2010).

3.4 Resultados

3.4.1 Tipología de humedales en el bosque seco tropical de Tolima

El ACP de la matriz de LULC en la muestra de humedales analizados permitió identificar tendencias del paisaje relacionadas con la intensidad del uso del suelo relativas a las principales actividades productivas (69% absorción de varianza) (Fig. 15A). El primer eje del ACP (41.5% de absorción de la varianza) muestra una variación desde cultivos altamente intensivos (extremo negativo) a sistemas ganaderos (extremo positivo); y el segundo eje del ACP (28.1% de absorción de la varianza) muestra una variación desde la predominancia de bosque seco tropical fragmentado asociado al desarrollo de actividades ganaderas (extremo negativo), hasta bosques ribereños situados generalmente próximos a áreas artificializadas (extremo positivo).

Los gradientes de variación definidos por ambos ejes permitieron distinguir tres grupos de humedales, confirmados con el análisis discriminante (100% de clasificación correcta), cada uno de los cuales contiene siete humedales y es denominado de acuerdo al mayor porcentaje de contribución de la variable (LULC) en el ACP para cada eje (Apéndice 3). El primer grupo, corresponde a los humedales ubicados en el extremo negativo del eje 1 del ACP, con alta dominancia de cultivos agrícolas circundantes que fue denominado “Cultivos”, el cual agrupa a los humedales Albania, Ambalemita, El Burro, La Garcera, El Oval, El Saman y Zancudal. El segundo grupo corresponde a una matriz de paisaje donde predomina el uso ganadero combinado en distinto grado con la presencia de bosques riparios y territorio artificializado. Este grupo que aglutina los humedales situados en el extremo positivo del eje 1 del ACP, fue denominado “Ganadería” e incluye los humedales Las Garzas, El Gavilán, La Huaca, Laguna de Coya, El Silencio, Toqui Toqui y El Toro (Fig. 15A). Finalmente, el tercer grupo incluye los humedales inmersos en una matriz en la que predomina el bosque seco tropical fragmentado (extremo negativo del eje 2, Fig. 15A), dónde también se desarrollan actividades ganaderas extensivas. Los humedales de este grupo denominado “Bosques”, fueron El Azuceno, Caracolí, Moya de Enrique, La Pedregosa, Laguna Río Viejo, Saldañita y La Zapuna.

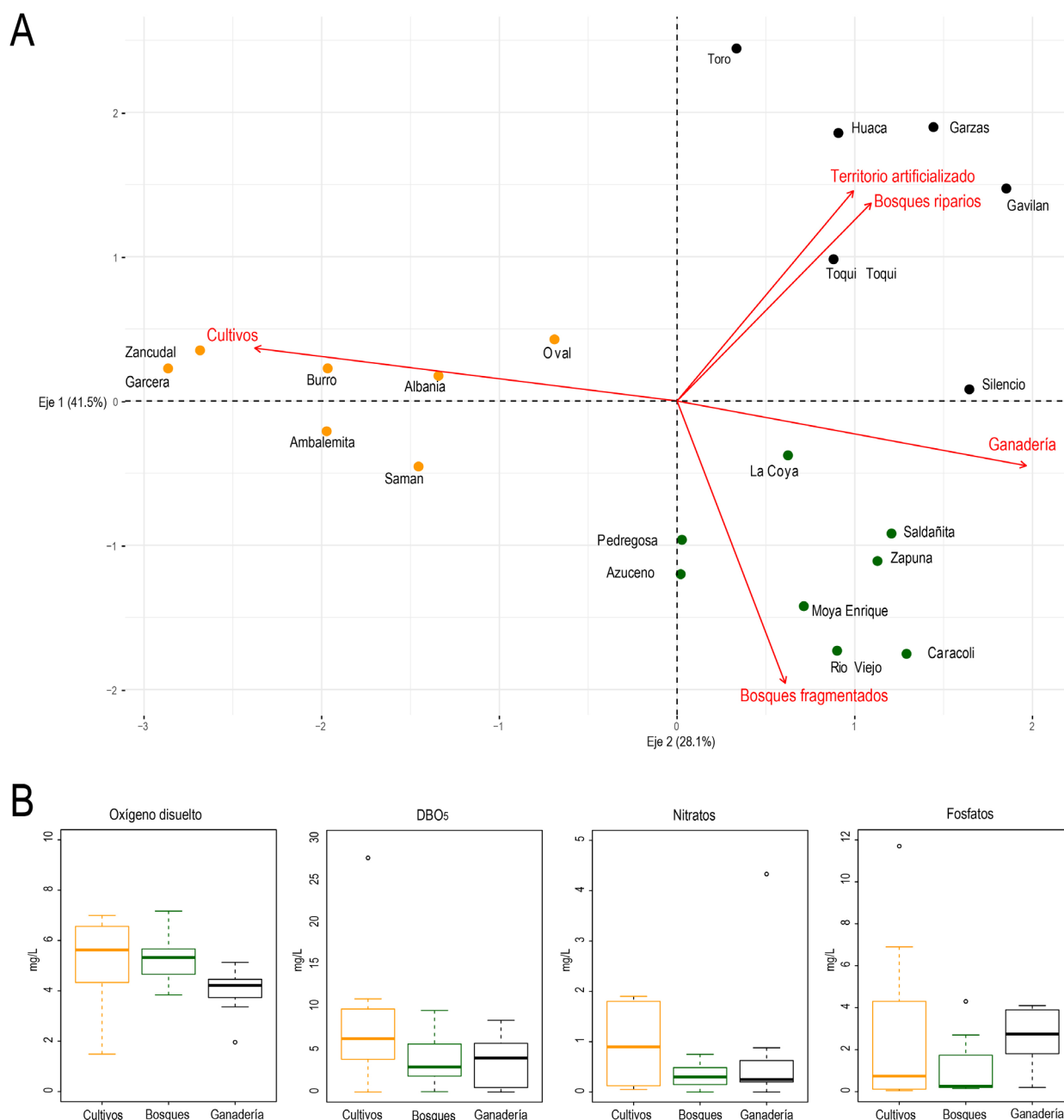


Figura 15. Caracterización de los grupos de humedales: A) Plano de ordenación de los humedales de acuerdo a los LULC (ACP); B) Variación de las principales variables físico-químicas de acuerdo al grupo de humedales (boxplots).

No se halló diferencia estadísticamente significativa en los parámetros físicoquímicos entre grupos de humedales (Kruskal-Wallis $p > 0.05$), pero sí tendencias que los caracterizaban (Fig. 15B). Así, el grupo "Cultivos" generalmente tuvo concentraciones de nitratos y DBO_5 más altas que los grupos "Bosques" y "Ganadería". Los fosfatos fueron más altos en el grupo de "Ganadería", a pesar de que algunos de los humedales de "Cultivos" también tuvieron valores altos. El OD varió de forma similar entre los tres grupos de humedales, observándose valores 1 mg/L más bajos para el grupo "Ganadería". Sobre el grupo "Bosques" es de señalar que, a pesar de la alta carga ganadera que también

soporta, muestra los valores de DBO_5 y fosfatos más bajos y DO más altos que el de "Ganadería", y los de nitratos muy similares.

3.4.2 Caracterización funcional de las comunidades de peces

En total se registraron 26 especies pertenecientes a 13 familias, 16 en el grupo "Cultivos", 17 en "Bosques" y 11 en "Ganadería". El número de especies en cada humedal fue generalmente bajo, variando de 2 a 8 (Fig. 16A). Los valores promedio de todos los índices, tanto taxonómicos como funcionales, fueron generalmente altos en el grupo "Cultivos" respecto a "Bosques" y "Ganadería" (Fig. 16A-G), aunque las diferencias tampoco fueron estadísticamente significativas (Fig. 16A, D-F: ANOVA $p\text{-valor} > 0.3$; Fig. 16B, C, G, H: Kruskal-Wallis $p\text{-valor} > 0.1$).

Únicamente los índices de riqueza ($FRic$) y de redundancia (Fig. 16B-G) tuvieron un valor medio más alto en el grupo "Bosques", representados por la mediana, pero con valores promedio bajos. Hay que señalar que, para cumplir con la condición de mayor número de especies que rasgos funcionales (Laliberté et al., 2014), el $FRic$ no fue calculado para aquellos humedales con un número de especies menor a 3, lo que ocurrió en cuatro de los 21 humedales estudiados (19%). Por lo ello, la calidad de la representación del espacio funcional por $FRic$ (obtenida desde el Convex Hull) fue sólo del 47%. Asimismo, en dichos humedales con bajo número de especies, los índices de equitatividad ($FEve$) y divergencia ($FDiv$) tampoco fueron calculados y su valor fue forzado a cero para los tres índices, con el fin de poder interpretar los resultados. A pesar de la tendencia de una mayor diversidad taxonómica y funcional, la densidad fue generalmente menor en el grupo "Cultivos" (Fig. 16H). La redundancia (Fig. 16G) fue generalmente baja (inferior a 0.5), es decir algunas especies presentaron funciones similares, pero en general fueron pocas para cada función.

El dendrograma de agrupamiento de especies basado en los rasgos funcionales permitió identificar cinco grupos funcionales (Fig. 17A, grupos A a E), considerando una altura de corte de 1, y graficar sus densidades promedio en cada grupo de humedales (Fig. 17B). El grupo funcional A concentra especies nectónicas, sin estructuras de defensa, tono corporal claro, insectívoras, con boca superior, de tamaño pequeño, vivíparas y con movilidad intermedia (Fig. 17A), con la excepción de *Cynodonichthys magdalenae*, de mayor tamaño, ovípara y con mayor capacidad de movilidad, tanto en eficiencia de propulsión como en aceleración o maniobrabilidad (Apéndice 4). Este grupo funcional fue muy abundante en todos los humedales (Fig. 17B), teniendo a *Poecilia caucana* como especie dominante (Apéndice 5).

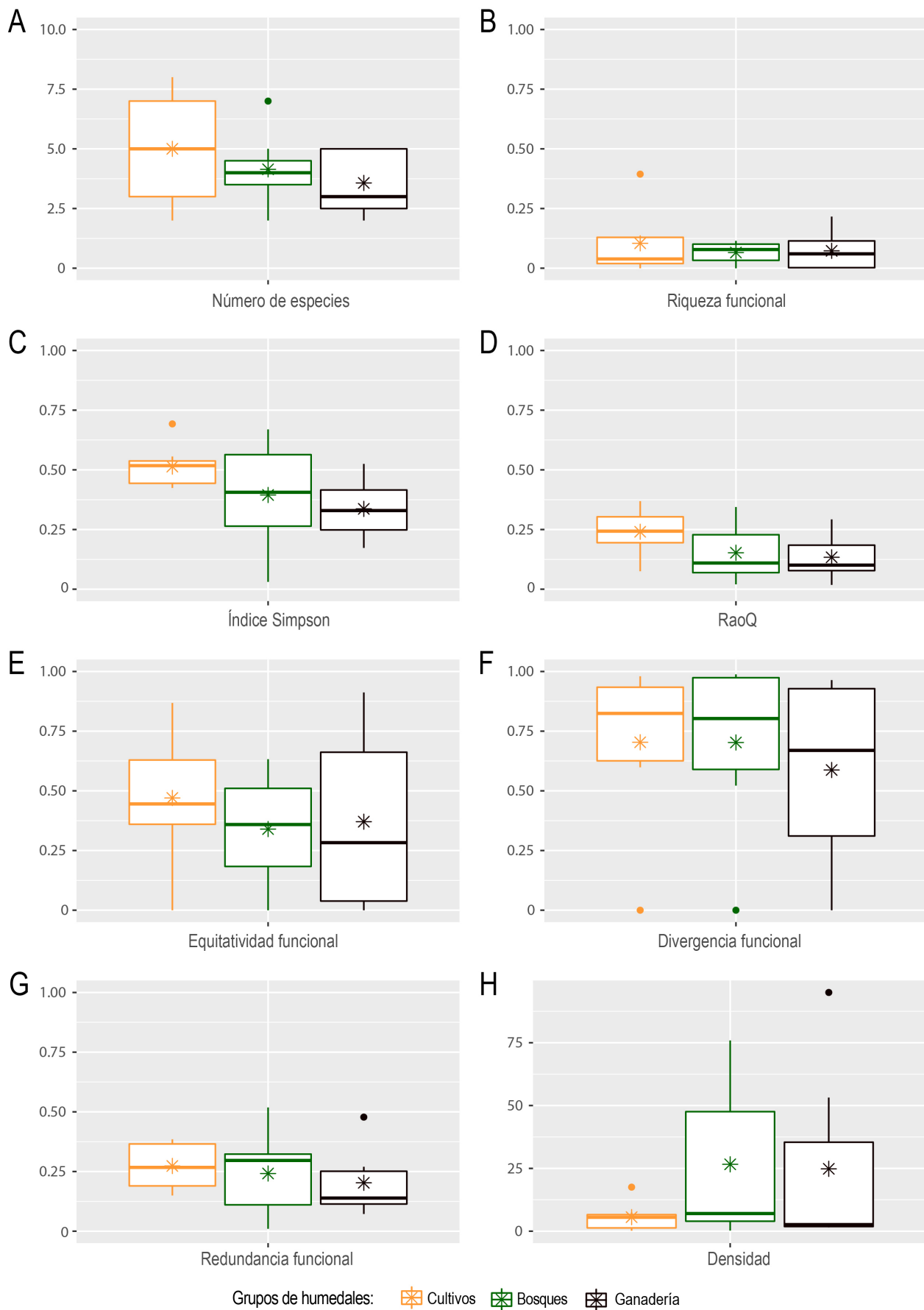


Figura 16. Índices de diversidad taxonómica y diversidad funcional por grupo de humedales, se presenta el valor medio de cada uno (*).

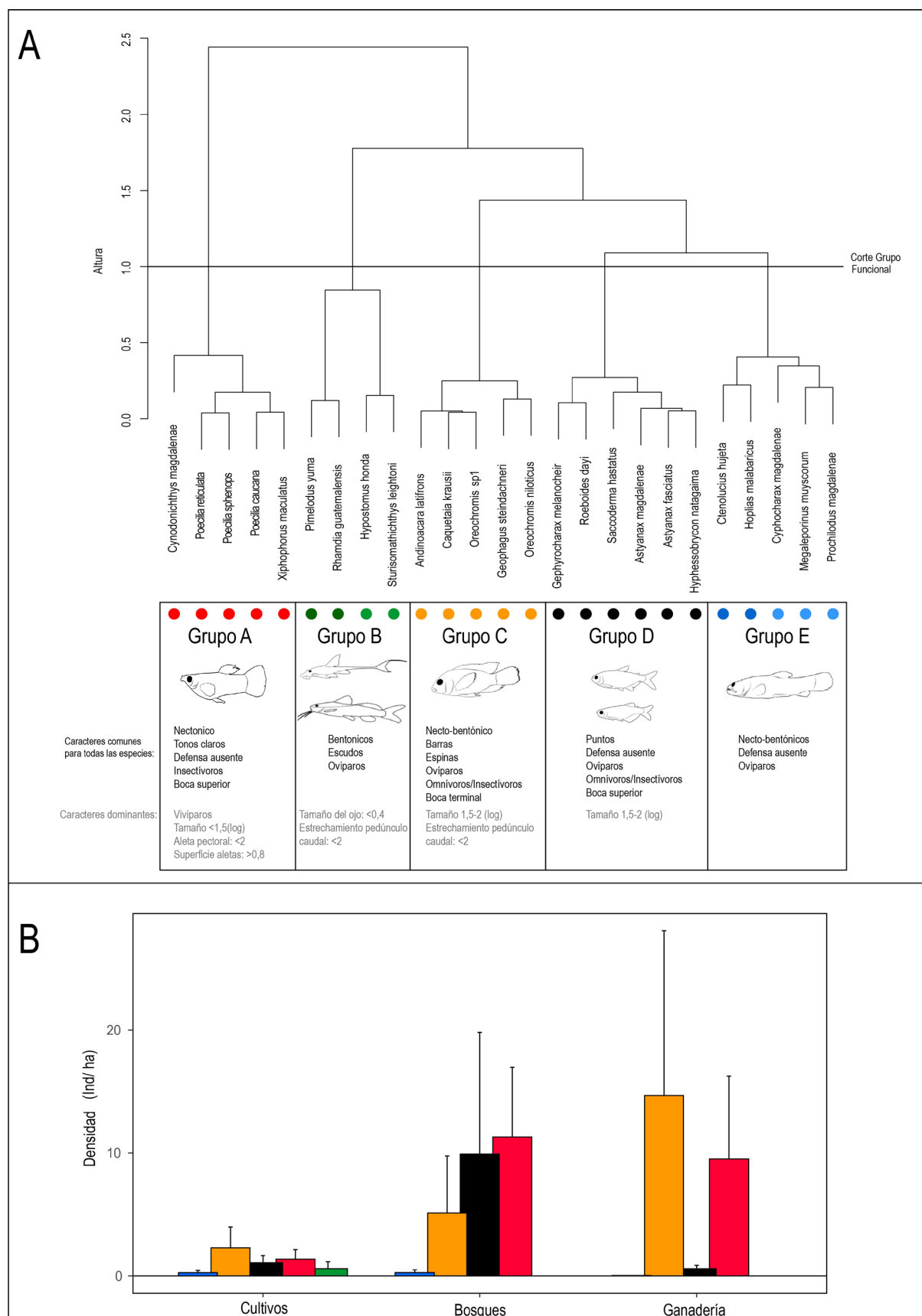


Figura 17. Caracterización de los grupos funcionales, con ejemplo de la morfología de las especies, indicando los rasgos dominantes (>80% comunidad), así como los rasgos comunes a todas las especies en cada grupo; A) Dendrograma de las especies por grupo funcional; B) Promedio de densidad \pm error estándar de cada grupo funcional por tipología de humedal.

El grupo B agrupa especies bentónicas, con estructuras de defensa en forma de escudos, ovíparas, y con tendencia a tener los ojos pequeños y alto estrechamiento del pedúnculo caudal (Fig. 17A). Este grupo presenta una diferencia interna asociada con los hábitos alimenticios, que separan las especies omnívoras de mayor tamaño (entre 118.5 – 165.8 mm de Longitud Estándar), con la boca inferior y un alto valor en la tasa de aletas pectorales (verde oscuro), de los pequeños herbívoros con boca ventral (verde claro, Fig. 17A, Apéndice 4). Este grupo funcional sólo se presenta en los humedales “Cultivos” (Fig. 17B).

El grupo C presenta especies de tamaño intermedio (entre 25.9 – 97.0 mm Longitud Estándar, log 1.5), necto-bentónicas, con espinas como estructuras de defensa, barras laterales como patrón de color, ovíparas, que se comportan como omnívoras o insectívoras, y boca terminal (Fig. 17A). Está presente en todos los humedales, particularmente dominante en aquellos del grupo “Ganadería”. *Caquetaia kraussii* fue la especie dominante de este grupo (Apéndice 5).

El grupo funcional D tuvo el mayor número de especies (seis), caracterizadas por presentar un punto caudal, no presentar estructuras de defensa, ovíparas, y omnívoras-insectívoras, pero con boca superior. La mayoría de ellas tienen tamaños intermedios (Fig. 16A), sin embargo, su habilidad de locomoción y posición en la columna de agua fueron variables al interior del grupo (Apéndice 4). Su mayor abundancia se observó en los humedales del grupo “Bosques” (Fig. 17B).

Finalmente, el grupo funcional E fue el menos abundante, a pesar de estar presente en todos los humedales (Fig. 17B). Las especies de este grupo son necto-bentónicas, sin estructuras de defensa y ovíparas, con alta variabilidad en su locomoción y alimentación (Apéndice 4). De acuerdo con lo anterior, el grupo “Cultivos” tuvo la más alta diversidad y redundancia de grupos funcionales, así como la distribución más regular de sus abundancias (Fig. 17B), concordando con los resultados obtenidos en los índices funcionales (Fig. 16B, D-F-H). Sin embargo, la densidad fue generalmente menor en este grupo de humedales.

3.4.3 Relación entre la diversidad funcional y las tipologías de humedales

El análisis de la relación entre los rasgos funcionales y las tipologías de los humedales resultó significativo (análisis RLQ; $p < 0.05$, valores propios en la Fig. 18). Este análisis muestra un patrón coherente entre las especies y los grupos funcionales (Fig. 18A), los usos del suelo por tipo de humedal (Fig. 18B) y los rasgos dominantes (Fig. 18C). El grupo funcional A fue asociado con “Bosques” en el extremo negativo del eje 1, y el grupo funcional C

con "Ganadería" en el extremo negativo del eje 2 (Fig. 18A). El grupo funcional B fue asociado con "Cultivos" en el extremo positivo del eje 1, como se observó en el análisis de grupos funcionales (Fig. 18A). Sin embargo, *Cynodonichthys magdalenae*, clasificado anteriormente como perteneciente al grupo A, y *Ctenolucius hujeta*, clasificado como del grupo E (Fig. 17), fueron ubicados más cerca del grupo funcional D (Fig. 18A).

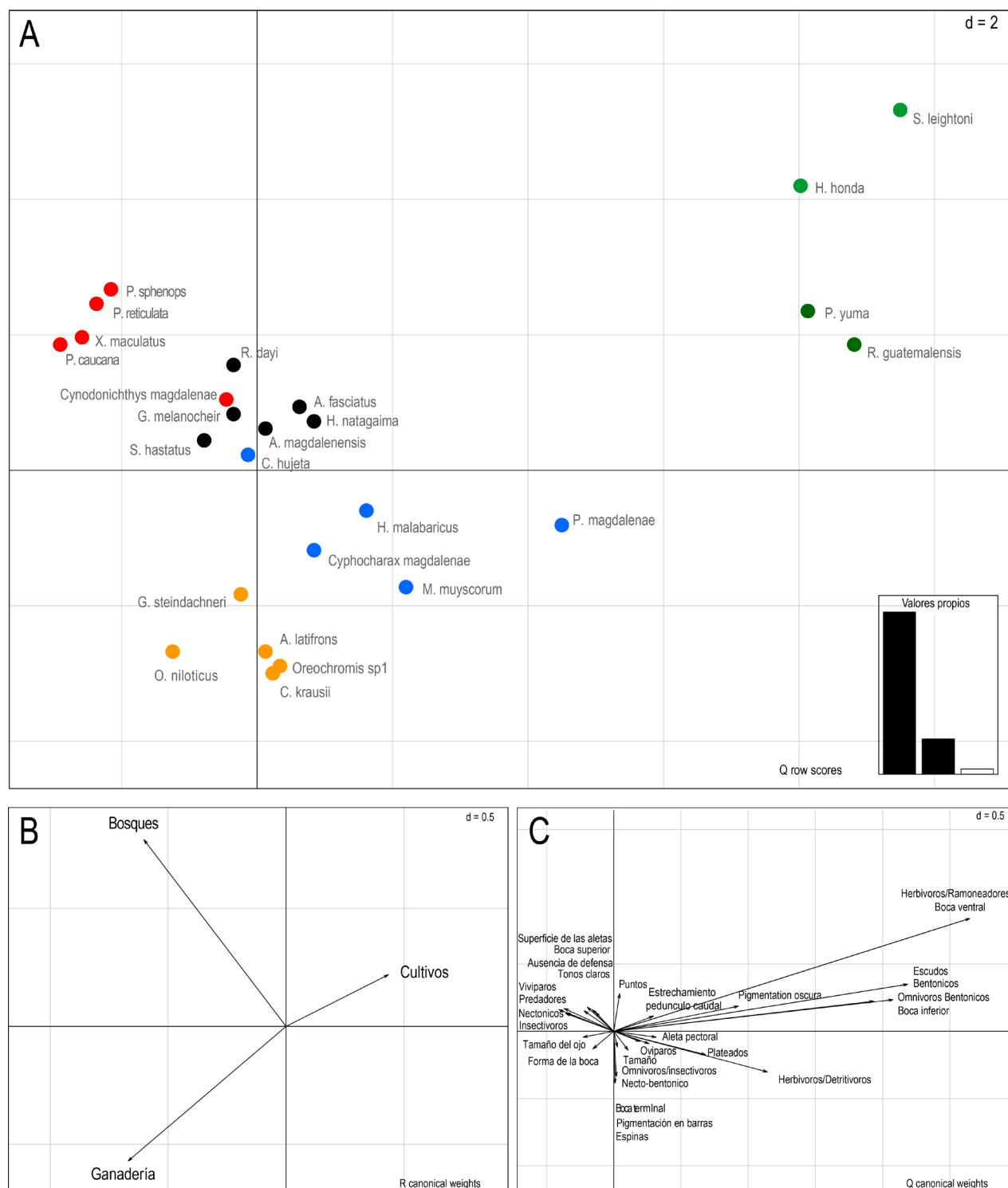


Figura 18. Resultados de los dos primeros ejes del análisis RLQ. A) Valores propios (en negro) y puntajes de las especies; B) Coeficientes de los usos del suelo (LULC); C) Coeficientes de los rasgos funcionales. El color de las especies corresponde al asignado para los grupos funcionales establecidos en la Figura 17.

En cuanto a la relación entre tipos de humedales y los usos del suelo, el análisis permite confirmar que las tres tipologías de humedales establecidas se corresponden con los usos del suelo presentes en el área de estudio (Fig. 18B). Por último, la relación entre los tipos de humedales y los rasgos dominantes (Fig. 18C) no fue tan clara como para los dos casos anteriores, a excepción de una relación entre los humedales de "Cultivos" y rasgos asociados con la alimentación y la posición en la columna de agua, como los que presenta el grupo B. Para los humedales de los grupos de "Bosques" y "Ganadería" no se presenta una dominancia clara de rasgos funcionales.

El análisis de cuatro esquinas permitió inferir el significado de las asociaciones bivariadas entre los rasgos funcionales y los LULC (modelo 2 $P = 0.0231$, modelo 4 $P = 0.0239$). Así pues, se establece una relación significativa entre las condiciones ambientales (LULC) y la distribución de las especies (ensamblaje en cada tipo de humedal) con rasgos funcionales fijos (modelo 2), así como de determinados rasgos funcionales que influyen la composición del ensamblaje de especies en cada tipo de humedal de acuerdo a sus condiciones ambientales características (LULC) (modelo 4). Los rasgos funcionales relacionados con el gremio trófico, la posición en la columna de agua, las estructuras de defensa y la posición de la boca, tuvieron correlaciones significativas con las tipologías de los humedales (Fig. 19A).

Las especies nectónicas, sin estructuras de defensa e insectívoras con boca superior y con eficiencia en la aceleración y maniobrabilidad se correlacionaron positivamente con "Bosques" (Fig. 19A), rasgos principalmente asociados con el grupo funcional A. Las especies bentónicas, omnívoras, con escudos corporales y boca inferior, se correlacionaron negativamente con "Ganadería". Sin embargo, las especies bentónicas con escudos corporales, características del grupo funcional B (Fig. 17A) se correlacionaron positivamente con el grupo de humedales "Cultivos" (Fig. 19A). Cuando se combinan el RLQ y el análisis de cuatro esquinas (modelo 6 $P \text{ simulado} = 0.0245$), muestra que las pruebas de *fourth-corner* entre los dos primeros ejes del RLQ para los gradientes ambientales (LULC, AxcR1 y AxcR2) y los rasgos funcionales no presentan diferencias estadísticamente significativas. Sin embargo, en las pruebas de *fourth-corner* entre los dos primeros ejes del RLQ para los rasgos funcionales que coinciden (*trait syndromes*) (AxcQ1 x AxcQ2) y las variables ambientales (LULC) se presentan asociaciones negativas significativas con "Bosques" y "Ganadería" (Fig. 19B).

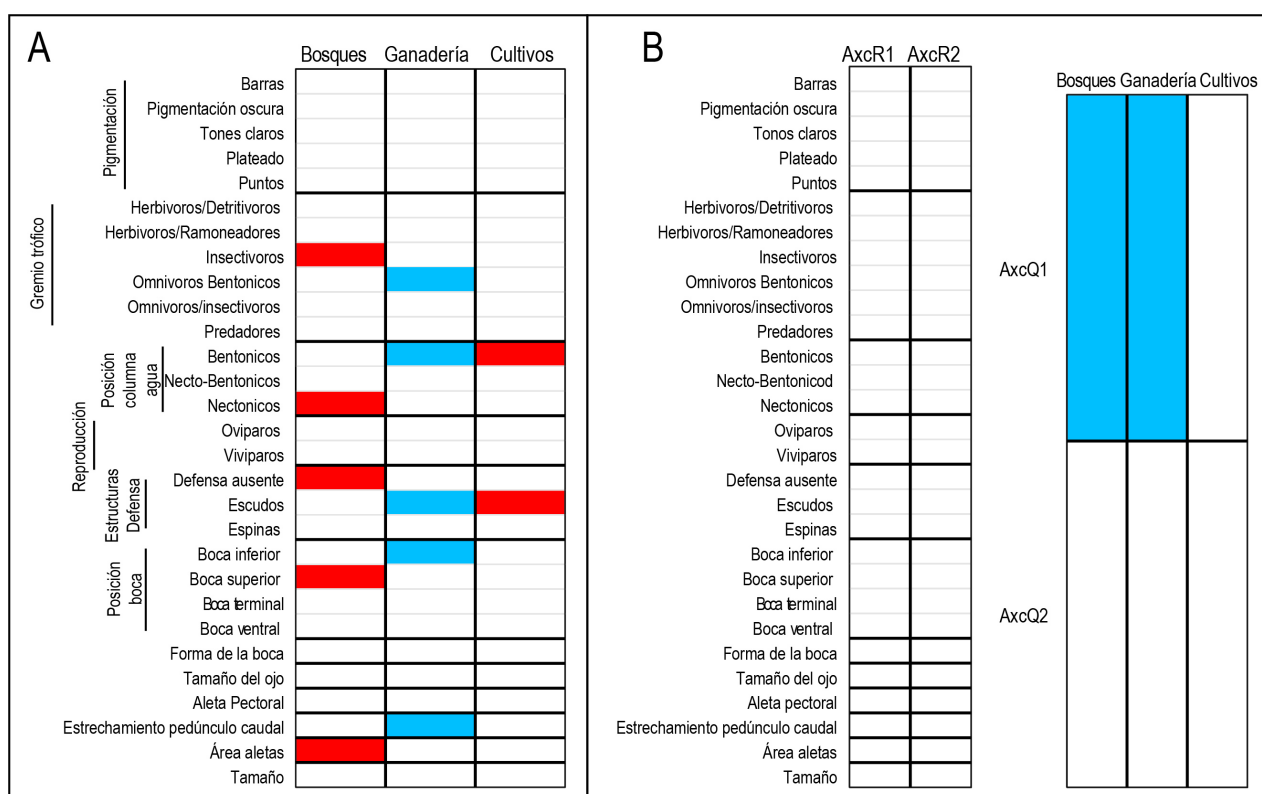


Figura 19. Resultados de A) Test de cuatro esquinas (*fourth corner*); B) la combinación de los análisis de RLQ y *fourth corner*, muestran la prueba de *fourth corner* entre los dos primeros ejes del RLQ para las tendencias del paisaje (AxcR1/AxcR2) y rasgos, y la prueba para rasgos (*syndromes*) (AxcQ1 y AxcQ2) y LULC. Las asociaciones significativamente positivas se encuentran representadas con color rojo en las celdas y las negativas y no significativas con color azul. Las líneas negras separan los tipos de variables, las líneas grises separan las modalidades para cada variable categórica.

3.5 Discusión

3.5.1 Caracterización de los humedales del bs-T de acuerdo a sus LULC

La caracterización multivariada de los humedales del bs-T en el Tolima, llevada a cabo de acuerdo a los usos y coberturas del suelo (LULC) predominantes en su entorno, permitieron clasificarlos en tres grupos denominados "Cultivos", "Ganadería" y "Bosques". Si bien los análisis estadísticos no hallaron diferencias fisicoquímicas significativas entre los grupos de humedales, sus características fisicoquímicas son compatibles con los LULC establecidos en el área. La explicación más plausible para tal ausencia de diferencias estadísticas podría estar relacionada con el periodo y número de muestreos. Durante la estación de sequía los humedales pasan por las condiciones ambientales más extremas del ciclo anual, con altas temperaturas y poco o nulo intercambio de agua, lo cual explicaría la homogeneización de los resultados (Córdova-Tapia y Zambrano, 2016; Córdova-Tapia *et al.*, 2018).

Estudios precedentes han descrito y discutido los impactos antropogénicos en los humedales del bs-T del Tolima (Ribeiro *et al.*, 2013; Rubiano *et al.*, 2017), destacando los correspondientes a la agricultura, la ganadería y el crecimiento de la urbanización y la construcción de infraestructuras de retención y conducción de agua para la irrigación de zonas agrícolas. Estas últimas cobran máxima relevancia como soporte a la producción intensiva de arroz, del cual el Tolima es uno de los principales productores en Colombia (Delerce *et al.*, 2016). Así, el grupo identificado de “Cultivos” , está situado mayoritariamente en la zona de máxima producción arrocería, caracterizándose por una mayor presencia de nitratos, esperable por los insumos agrícolas difusos derivados de estas prácticas.

Los sistemas ganaderos se encuentran, con mayor o menor extensión, en toda la región, combinándose con otros tipos de mosaicos de cultivos (incluso el arrocería) y áreas naturales (Etter *et al.*, 2006; Lerner *et al.*, 2017). En un extremo de este gradiente ganadero, el grupo identificado como “Ganadería” incluye los humedales cuyo entorno está más ocupado por el uso pecuario, lo que explica la mayor carga de nitratos combinada con un bajo nivel de oxígeno disuelto y DBO, explicable y esperable también por la mayor presencia de excrementos bovinos que contienen una alta cantidad de nutrientes, sustancias que agotan el oxígeno y sustancias químicas nocivas (Mateo-Sagasta *et al.*, 2017). La contraparte al grupo anterior la forma una fracción de los humedales analizados que presentan relictos de bosque ribereño y/o una matriz de bosque fragmentado. En estos humedales hay signos de impactos humanos en al menos un tercio de los usos presentes en el área inmediata, y la fragmentación de las coberturas naturales indica el grado de deterioro (Gumbricht *et al.*, 2017; Ricaurte *et al.*, 2017; González-M *et al.*, 2018). A pesar de todo, en este grupo identificado como “Bosques” los valores fisicoquímicos indican menos impacto que en los dos anteriores.

3.5.2 Vínculos entre la diversidad funcional de peces y los tipos de humedal

A pesar de que no fueron significativas las diferencias, el análisis de las comunidades de peces reveló valores más alto de abundancia, diversidad taxonómica y diversidad funcional (medida por *RaoQ*, la divergencia y equitatividad funcional), en aquellos humedales rodeados por una matriz de cultivos, en comparación con las restantes tipologías de humedales. Estos resultados sugieren que en los humedales de “Cultivos” podría existir una mayor disponibilidad de recursos para la comunidad de peces, posiblemente debido al aporte adicional de nutrientes derivado de la actividad agrícola, que podría favorecer la presencia de especies con un mayor rango de valores en algunos rasgos funcionales (Cassati *et al.*, 2015; Brett *et al.*, 2017). Además, los mayores valores de divergencia y equi-

tatividad funcional sugieren una distribución más regular de abundancias en el espacio funcional medido y que los rasgos extremos no fueron muy abundantes (Mouillot et al., 2013). Dando soporte a la hipótesis anterior, el análisis de agrupación por rasgos funcionales reveló la presencia de un grupo adicional (corroborado por el análisis de RLQ), denominado como B, exclusivo de los humedales rodeados por una matriz de cultivos. Este grupo funcional, que se distribuyó equitativamente entre el resto de grupos funcionales, incluye especies bentónicas herbívoras/detrítivoras, con boca ventral, tales como *Hypostomus hondae* y *Sturisomathichthys leightoni* que consumen principalmente perifiton, cuya producción se encuentra asociada a ecosistemas con los aportes de nutrientes adicionales provenientes generalmente de la escorrentía de los cultivos (García-Alzate et al., 2015, Zúñiga-Upegui et al., 2014).

Otra característica ambiental destacable de algunos humedales de “Cultivos” es que están temporalmente conectados con las áreas de inundación de los ríos. Tal es el caso del humedal La Garcera, rodeado por una matriz de cultivos, que se conecta con el río Saldaña, uno de los principales afluentes del río Magdalena, permitiendo así el movimiento entre estos ecosistemas de especies de Loricariidae como *H. hondae*, típicamente abundante en aguas ribereñas con fondos rocosos, que pertenecen al gremio trófico herbívoros y consumen perifiton eficientemente gracias a la posición de la boca (inferior) (Zúñiga-Upegui et al., 2014; Bastos do Santos et al., 2015). Otros humedales rodeados por cultivos y que presentan conectividad con cuerpos lóticos adyacentes son Ambalemita y Zancudal, que se conectan con la quebrada La Hoya y el canal de desagüe del sistema de irrigación, facilitando así el movimiento entre ellos de especies conocidas por efectuar migraciones medias y largas para alimentarse dentro de las áreas de inundación de los ríos como *Rhamdia guatemalensis* y *Pimelodus yuma* (Villa-Navarro et al., 2011; Usma Oviedo et al., 2013; Jiménez-Segura et al., 2016). Precisamente esta última, perteneciente al grupo funcional B, está asociada con rasgos funcionales que se ven favorecidos por la conectividad entre humedales, ríos y canales, como locomoción más eficiente (aletas pectorales grandes para propulsión) y hábitos alimenticios bentónicos relacionados con la posición inferior de la boca (Villéger et al., 2017).

Los humedales clasificados como del grupo “Ganadería”, en general obtuvieron los valores más bajos en los índices de diversidad taxonómica y funcional. En estudios previos, una baja diversidad funcional, particularmente la baja equitatividad y divergencia funcional, han sido asociadas con perturbaciones causadas por cambios bruscos en las condiciones abióticas que degradan el hábitat, generalmente asociadas con impactos humanos (Mouillot

et al., 2013). De acuerdo con esta hipótesis, la dominancia de los grupos funcionales A y C en las comunidades de peces de estos humedales, refleja una distribución desbalanceada de abundancias dentro del espacio funcional, consecuencia de una probable infrautilización de los recursos alimenticios disponibles. La dominancia del grupo funcional C podría estar asociada con rasgos funcionales que hacen a estas especies mucho más eficientes en la búsqueda de alimento, como el hecho de ser omnívoras–insectívoras. *Caquetaia kraussii*, una especie nativa de Colombia y Venezuela (Lasso et al., 2012) traslocada a la cuenca alta del río Magdalena en los 80, fue dominante en este grupo funcional. Los humedales con bajos niveles de oxígeno, como los observados para el grupo “Ganadería” se caracterizan por favorecer la proliferación de insectos; en particular los estados larvales del orden Díptera, son particularmente más abundantes, lo que proporcionaría una gran fuente de alimento para peces insectívoros como *C. kraussi* (Srean et al., 2017), una especie que presenta estructuras de defensa (espinas en las aletas), lo que les permiten alcanzar tamaños corporales mayores, y las hace mejor adaptadas a aprovechar los recursos disponibles en ambientes potencialmente más hostiles. Sin embargo, la presencia de otras especies exóticas invasoras del género *Oreochromis*, que comparten estos mismos rasgos funcionales, introducidas en los humedales para el desarrollo de la acuicultura, plantean problemas de conservación a largo plazo, si la ventaja competitiva de los invasores llegase a provocar la extinción por exclusión competitiva de las especies nativas (Mouillot et al., 2013).

En el caso del grupo funcional A, compuesto por especies nectónicas insectívoras, se trata de peces de tamaño pequeño, sin estructuras de defensa y la mayoría vivíparas con estrategia de cuidado parental, que presentan una mayor superficie de aletas respecto a la tasa corporal y un menor estrechamiento del pedúnculo caudal, lo que les confiere la ventaja de una mayor maniobrabilidad (Webb, 1984). Tanto es así, que algunas especies de *Poecilia* han sido empleadas como control biológico contra el mosquito debido a su eficacia y alta preferencia por larvas de insectos en su dieta (Albornoz-Garzón y Villa-Navarro, 2017). Estas especies suman adaptativamente a los rasgos anteriores su tolerancia a bajos niveles de oxígeno disuelto (Córdova-Tapia y Zambrano, 2016), ambas circunstancias muy ventajosas para hacer frente a las restricciones ambientales en aquellos humedales rodeados por una matriz de ganadería. Córdova-Tapia y Zambrano (2016) encuentran resultados similares en hábitats parecidos a los de este estudio. En este grupo *Poecilia caucana* fue la especie más abundante en todos los humedales, a pesar de la presencia de especies invasoras como *Poecilia reticulata* y *Xiphophorus maculatus* (Albornoz-Garzón y Villa-Navarro, 2017), lo que podría plantear amenazas de conservación a largo plazo

como se discutió anteriormente.

Finalmente, el grupo de humedales denominados “Bosques” conforman un grupo heterogéneo que conserva un mayor porcentaje de bosque ribereño y algunos fragmentos de bosque seco tropical en su matriz circundante. En esta categoría más del 50% de los humedales presentaron la riqueza y redundancia funcional más altas, lo que sugiere que hay más especies ejecutando funciones similares. Este fenómeno de redundancia funcional ha sido asociado a un incremento en la resiliencia en otros ecosistemas acuáticos (Mouillot *et al.*, 2014; Córdova-Tapia y Zambrano, 2016; Dolbeth *et al.*, 2016a; Ricotta *et al.*, 2016; Villéger *et al.*, 2017), actuando como un seguro para el funcionamiento del ecosistema ante la pérdida de especies. Cada vez es más aceptado que las comunidades ricas en especies generalmente mantienen más funciones (Lefcheck *et al.*, 2015), aunque la medida de redundancia funcional puede ser mal interpretada y sobreestimada si no se consideran todas las funciones posibles (Gamfeldt *et al.*, 2008). De acuerdo con este punto de vista, la abundancia ponderada como índice funcional para el grupo “Bosques” junto con el análisis de grupos funcionales, apuntan a que algunas funciones podrían estar mal representadas en estos humedales.

La comunidad de peces estuvo dominada por tres grupos funcionales (A, D y C), que comparten múltiples combinaciones de rasgos como el tamaño, las estrategias reproductivas y los patrones de pigmentación. El grupo A se considera particularmente ventajoso por presentar rasgos que permiten una buena maniobrabilidad (nadar, girar y regresar rápidamente) y un tamaño corporal pequeño que les permite ser exitosos en humedales con mayor complejidad vegetal (Villéger *et al.*, 2017). El grupo D comparte algunos rasgos con el grupo A, lo que podría provocar cierta competencia potencial por recursos similares. Sin embargo, cuando hay suficientes recursos disponibles, unas pocas diferencias funcionales entre los grupos pueden ser suficiente para evitar la competencia, resultando en la presencia de ambos grupos. Así, el grupo D incluye especies con una dieta omnívora con un espectro alimenticio más amplio que las larvas de insectos tan preferidas por el grupo A, pudiendo consumir otra clase de alimentos como semillas y hojas que proveen los bosques ribereños adyacentes (Román-P *et al.*, 2014). Asimismo, el grupo incluye especies necto-bentónicas, a diferencia de las especies nectónicas del grupo A, por lo que ambos grupos ocuparían diferentes nichos. Respecto a los depredadores, incluidos en el grupo funcional E, los ejemplares colectados de estos fueron de tamaño pequeño y, obviamente, boca pequeña, lo que sugiere que sus presas eran igualmente pequeñas (Piet, 1998; Sibbing y Nagelkerke, 2000; Villéger *et al.*, 2017). Por lo cual, podrían estar presentes en

todos los humedales, pero con densidades extremadamente bajas (<1% de la densidad comunitaria total).

Como comparación general, se encontró que los humedales estudiados comparten algunos patrones de diversidad funcional, a pesar de las diferencias enumeradas anteriormente. De hecho, los índices de complementariedad no fueron significativamente diferentes cuando se compararon los grupos de humedales y los rasgos y grupos funcionales dominantes compartidos. Esto podría reflejar el hecho de que todos los humedales presentan algún impacto antropogénico similar, más allá de la tipología de cada humedal. Estos resultados apoyan la importancia del hábitat como un limitante en la coexistencia de las especies, como también se concluyó para las comunidades de peces en otros humedales tropicales, particularmente durante la temporada seca (Córdova-Tapia y Zambrano, 2016; Córdova-Tapia *et al.*, 2018), y para otros ecosistemas acuáticos (Dolbeth *et al.*, 2016b).

3.6 Conclusiones

Se detectó que la diversidad funcional de los peces en los humedales del bs-T se corresponden con los usos del suelo y los impactos derivados de estos. Los humedales relacionados con sistemas ganaderos tuvieron una tendencia a una menor diversidad funcional, evidenciada por índices funcionales más bajos. Esto sugiere que los impactos negativos de la ganadería pueden ser más perjudiciales para el funcionamiento general de los ecosistemas de humedales, en comparación con el desarrollo de actividades agrícolas, incluso de tipo intensivo como el cultivo de arroz desarrollado en el departamento de Tolima. En este sentido, es necesario prestar especial atención a la conservación de áreas con presencia de bosques ribereños, que corresponden generalmente a coberturas fragmentadas, donde se presentan otras actividades humanas, que pueden incluir la ganadería. Por otro lado, se detectaron especies exóticas invasoras en todos los humedales, lo que plantea preocupaciones adicionales a las acciones de conservación en cada uno de estos ecosistemas.

Los humedales inmersos en una matriz agrícola tuvieron un grupo funcional de peces adicional que no se observó en otros humedales, lo cual puede verse influenciado por la posibilidad de conectividad de la masa de agua dentro de algunos humedales y la entrada de recursos adicionales potenciales provenientes de la actividad agrícola. Este resultado, detectado con el uso de un enfoque funcional, resalta la importancia de la conectividad de hábitat, cuyo impacto en las comunidades biológicas puede ser inesperado.

En general, este estudio permitió comprender mejor las comunidades de peces y los cambios funcionales que operan en los ecosistemas de humedales. Esta información se puede utilizar como base para el desarrollo de planes de manejo de humedales e identificar prioridades de conservación, de acuerdo a las tendencias actuales de conversión e intensidad de los usos del suelo en las áreas circundantes a los humedales.

Referencias

- Alahuhta, J., T. Erös, O-M. Kärnä, J. Soininen, J. Wang, J. Heino. 2018. Understanding environmental change through the lens of trait-based, functional and phylogenetic biodiversity in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews*, 27(2): 263-273. Doi:10.1139/er-2018-0071.
- Albornoz-Garzón J.G. y F.A. Villa-Navarro. 2017. Range extension of the invasive fish *Xiphophorus maculatus* (Günther, 1866) (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) in the upper Magdalena river Basin, Colombia. *Check List*, 13(3): 2149. Doi: 10.15560/13.3.2149
- Aldana-Domínguez, J., C. Montes, M. Martínez, N. Medina, J. Hahn, M. Duque. 2017. Biodiversity and ecosystem services knowledge in the Colombian caribbean: progress and challenges. *Tropical Conservation Science*, 10: 1–41. Doi: 10.1177/1940082917714229.
- Allen, K., J. M. Dupuy, M. Gai, C. Hulshof, D. Medvigy, C. Pizano, B. Salgado-Negret, C. M. Smith, A. Trierweiler, S.J. van Bloem, B.G. Waring, X. Xu, J.S. Powers. 2017. Will seasonally dry tropical forests be sensitive or resistant to future changes in rainfall regimes?. *Environmental Research Letters*, 12:023001. Doi: 10.1111/btp.12612
- Barbet-Massin, M. y W. Jetz. 2015. The effect of range changes on the functional turnover, structure and diversity of bird assemblages under future climate scenarios. *Global Change Biology*, 21(8): 2917– 2928. Doi: 10.1111/gcb.12905.
- Bastin, J.F., N. Berrahmouni, A. Grainger, D. Maniatis, D. Mollicone, R. Moore, C. Patriarca, N. Picard, B. Sparrow, E.M. Abraham, K. Aloui, A. Atesoglu, F. Attore, Ç. Bassüllü, A. Bey, M. Garzuglia, L.G. García-Montero, N. Groot, G. Guerin, L. Laestadius, A.J. Lowe, B. Mamane, G. Marchi, P. Patterson, M. Rezende, S. Ricci, I. Salcedo, A. Sánchez-Paus, F. Stolle, V. Surappaeva, R. Castro. 2017. The extent of forest in dryland biomes. *Science*, 356, 635–638. Doi: 10.1126/science.aam6527.
- Bastos do Santos, F, F. Cop Ferreira, C. Eichbaum Esteves. 2015. Assessing the importance of the riparian zone for stream fish communities in a sugarcane dominated landscape (Piracicaba River Basin, Southeast Brazil). *Environmental Biology of Fishes*, 98:1895–1912. Doi: 10.1007/s10641-015-0406-4
- Brett, M, S. Bunn, S. Chandra, A. Galloway, F. Guo, M. Kainz, P. Kankaala, D. Lau, T. Moulton, M. Power, J. Ramussen, S. Taipale, J. Thorp, J. Wehr. 2017. How important are terrestrial organic carbon inputs for secondary production in freshwater ecosystems?. *Freshwater Biology*, 62:833-853. Doi: 10.1111.fwb.12909.
- Buzzard, V, C.M. Hulshof, T. Birt, C. Violle, B.J. Enquist. 2016. Re-growing a tropical dry forest: functional plant trait composition and community assembly during succession. *Functional Ecology*, 30:1006–1013. Doi: 10.1111/1365-2435.12579
- Cadotte, M.W., K. Carscadden, N. Morotchnick. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48: 1079 – 1087. Doi: 10.1111/1365-2664.2011.02.048.x
- Cassati, L., F.B. Teresa, J. Zeni, M.D. Ribeiro, G. L. Brejao, M. Ceneviva-Bastos. 2015. More of the same: High functional redundancy in stream fish assemblages from tropical agroecosystems. *Environmental Management*, 55: 1300-1314. Doi: 10.1007/s00267-015-0461-9.
- Castro-Roa, D., F.A. Villa-Navarro, J.E. García-Melo, J.L. García-Melo, M.E. Herrada-Yara, G. Reinoso-Florez. 2007. Distribución y aspectos biológicos de *Bryconamericus tolimae* en la cuenca del río Prado, Colombia. *Dahlia*, 9 (1): 77 – 86.
- Conde-Saldaña, C.C., J.G. Albornoz-Garzón, E. O. López-Delgado, F.A. Villa-Navarro. 2017. Eco-morphological relationships of fish assemblages in a trans-Andean drainage, Upper Magdalena River Basin, Colombia. *Neotropical Ichthyology*, 15(4): e170037, 2017. Doi: 10.1590/1982-0224-20170037.
- Córdova-Tapia, F., V. Hernández-Marroquín, L. Zambrano. 2018. The role of environmental filtering in the functional structure of fish communities in tropical wetlands. *Ecology of Freshwater Fish*, 27:522–532. Doi: 10.1111/eff.12366
- Córdova-Tapia F, L. Zambrano. 2016. Fish functional groups in a tropical wetland of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Neotropical Ichthyology*, 14. Doi: 10.1590/1982-0224-20150162
- Dahl, G. 1971. Los peces del norte de Colombia. Ministerio de Agricultura, Instituto de Desarrollo de los Recursos Naturales Renovables (INDERENA). Bogotá D.C.: Talleres Litografía Arco. 391 p.
- De Aranzabal, I., M.F. Schmitz, P. Aguilera, F. D. Pineda. 2008. Modelling of landscape changes derived from the dynamics of socio-ecological systems. A case of study in a semiarid Mediterranean landscape. *Ecological Indicators*, 8: 672–685. Doi: 10.1016/j.ecolind.2007.11.003
- De Bello, F., C. P. Carmona, J. Lepš, R. Szava-Kovats, M. Pärtel. 2016. Functional diversity through the mean trait dissimilarity: resolving shortcomings with existing paradigms and algorithms. *Oecologia*, 180: 933–940. Doi: 10.1007/s00442-016-3546-0
- De Bello, F., J. Lepš, S. Lavorel, M. Moretti. 2007. Importance of species abundance for assessment of trait composition: an example based on pollinator communities. *Community Ecology*, 8:163–170. Doi: 10.1556/ComEc.8.2007.2.3.
- De Bello, F., S. Lavergne, C.N. Meynard, J. Lepš, W. Thuiller. 2010. The partitioning of biodiversity:

- showing Theseus a way out of the labyrinth. *Journal of Vegetation Science*, 21: 992-1000. Doi: 10.1111/j.1654-1103.2010.01195.x
- Delerce, S., H. Dorado, A. Grillon, M. Rebolledo, S. Prager, V.H. Patiño, G. Garcés, D. Jiménez. 2016. Assessing weather-yield relationships in rice at local scale using data mining approaches. *PLoS ONE*, 11(8): e0161620. Doi: 10.1371/journal.pone.0161620
- Díaz, S., J. Fargione, F.S. Chapin III, D. Tilman. 2006. Biodiversity loss threatens human well-being. *Plos Biology*, 4 (8): e277. Doi: 10.1371/journal.pbio.0040277.
- Díaz, S., S. Lavorel, F. de Bello, F. Quétier, K. Grigulis, T. M. Robson. 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academic of Sciences of the United States of America*, 104 (52): 20684 – 20689. Doi: 10.1073/pnas.0704716104
- Dolbeth, M., A.L. Vendel, A. Baeta, A.L.M. Pessanha, J. Patrício. 2016a. Exploring ecosystem functioning in two Brazilian estuaries integrating fish diversity, species traits and food webs. *Marine Ecology Progress Series*, 560: 41 – 55. Doi: 10.3354/meps11895.
- Dolbeth, M., A.L. Vendel, A.L.M. Pessanha, J. Patrício. 2016b. Functional diversity of fish communities in two tropical estuaries subjected to anthropogenic disturbance. *Marine Pollution Bulletin*, 112: 244 – 254. Doi: 10.3354/meps11895
- Dolédec, S., D. Chessel, C.J.F. ter Braak, S. Campey. 1996. Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*, 3: 143 – 166. Doi: 10.1007/BF02427859
- Dornelas, M., L.H. Antao, F. Moyes, A.E. Bates, A. E. Magurran, D. Adams, A.A. Akhmetzhanova, W. Appetans, J.M. Acros, H. Arnold, N. Ayyappan, G. Baidihi, A.H. Baird, M. Barbosa, T.E. Barreto, C. Bässler, A. Bellgrove, J. Berlmaker, L. Benedetti-Cecchi, B. J. Bett, A.D. Bjorkman, M. Blazewicz, A. Hoey. 2017. BioTIME: A database of biodiversity time series for the Anthropocene. *Global Ecology and Biogeography*, 27: 760-786. Doi: 10.1111/geb.12729.
- Dray, S. y A.B. Dufour. 2007. The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologist. *Journal of Statistical Software*, 22(4): 1-20. Doi: 10.18637/jss.v022.i04.
- Dray, S., R. Pelissier, P. Couteron, M.J. Fortin, P. Legendre, P.R. Peres-Neto, E. Bellier, R. Bivand, F. G. Blanchet, M. De Cáceres, A.B. Dufour, E. Heegaard, T. Jombart, F. Munoz, J. Oksanen, J. Thioulouse, H.H. Wagner. 2011. Community ecology in the age of multivariate multiscale spatial analysis. *Ecological Monographs*, 82(3): 257-275. Doi: 10.1890/11-1183.1
- Dray, S., P. Choler, S. Dolédec, P.R. Peres-Neto, W. Thuiller, S. Pavoine, C.J.F. TerBraak. 2014. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology*, 95:14–21. Doi: 10.1890/13-0196.1
- Duffy, J.E. 2002. Biodiversity and ecosystem function: the consumer connection. *Oikos*, 99: 201-219. Doi: 10.1034/j.1600-0706.2002.990201.x
- Dumay, O., P.S. Tari, J.A. Tomasini, D. Mouillot. 2004. Functional groups of lagoon fish species in Languedoc Roussillon, southern France. *Journal of Fish Biology*, 64: 970-983. Doi: 10.1111/j.1095-8649.2004.00365.x
- Eigenmann, C.J. 1912. Some results from an ichthyological reconnaissance of Colombia, South America. Bloomington (IN): Indiana University. Contributions from the zoological laboratory of Indiana University, Indiana University studies, 1 (18).
- Eigenmann, C.J. 1922: The fishes of the Northwestern South America, part I. The fresh-water fishes of Northwestern South America, including Colombia, Panamá, and Pacific slopes of Ecuador and Perú, together with appendix upon the fishes of the Río Meta in Colombia. *Memories Carnegie Museum*, 9 (1): 1 – 326.
- Etter, A., C. McAlpine, K. Wilson, S. Phinn, H. Possingham. 2006. Regional patterns of agriculture land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114: 369–386. Doi: 10.1016/j.agee.2005.11.013
- Etter, A., C. McAlpine, H. Possingham. 2008. Historical patterns and drivers of landscape change in Colombia since 1500: a regionalized spatial approach. *Annals of the Association of American Geographers*, 98:1, 2-23. Doi: 10.1080/00045600701733911
- Forero-Medina, G. y L. Joppa. 2010. Representation of global and national conservation priorities by Colombia's protected area network. *PLoS ONE*, 5(10): e13210. Doi: 10.1371/journal.pone.0013210
- Foley, J.A., R. DeFries, G.P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S.R. Carpenter, F.S. Chapin, M.T. Coe, G.C. Daily, H.K. Gibbs, J.H. Helkowski, T. Holloway, E.A. Howard, C.J. Kucharik, C. Monfreda, J.A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty, P.K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science*, (309). Doi: 10.1126/science.1111772.
- Gamfeldt, L., H. Hillebrand, Per R. Jonsson. 2008. Multiple functions increase the importance of biodiversity for overall ecosystem functioning. *Ecology*, 89:1223–1231. Doi: 10.1890/06-2091.1.
- García-Alzate, C., D. Taphorn, C. Roman-Valencia, F.A. Villa-Navarro. 2015. *Hyphessobrycon ntagaima* (Characiformes: Characidae), una nueva especie para Colombia, con clave para las especies de *Hyphessobrycon* de la Cuenca del Magda-

ena. *Caldasia*, 37: 221-232. Doi: 10.15446/caldasia.v37n1.51228

González-M, R., G. Hernando, P. Isaacs, H. Cuadros, R. López-Camacho, N. Rodríguez, K. Perez, F. Mijares, A. Castaño-Naranjo, R. Jurado, A. Idaraga-Piedrahita, A. Rojas, H. Vergara, C. Pizano. 2018. Disentangling the environmental heterogeneity, floristic distinctiveness and current threats of tropical dry forests in Colombia. *Environmental Research Letters*, 13:1–12. Doi: 10.1088/1748-9326/aaad74

Gower, J. y P. Legendre. 1986. Metric and Euclidean properties of dissimilarity coefficients. *Journal of Classification*, 3(1): 5-48. Doi: 10.1007/BF01896809

Gumbricht, T., R.M. Roman-Cuesta, L. Verchot, M. Herold, F. Wittmann, E. Householder, N. Herold, D. Murdiyarto. 2017. An expert system model for mapping tropical wetlands and peatlands reveals South America as the largest contributor. *Global Change Biology*, 23:3581–3599. Doi: 10.1111/gcb.13689

Hardin, G. 1960. Competitive exclusion principle. *Science*, 131: 1292 – 1297.

Hector, A.J., J. Joshi, S.P. Lawler, E. Spehn, A. Wilby. 2001. Conservation implications of the link between biodiversity and ecosystem functioning. *Oecologia*, 129: 624-628. Doi: 10.1007/s004420100759

Hevia, V., B. Martín-López, S. Palomo, M. García-Llorente, F. de Bello, J.A. González. 2017. Trait-based approaches to analyze links between the drivers of change and ecosystem services: synthesizing existing evidence and future challenges. *Ecology and Evolution*, 7:831-844. Doi: 10.1002/ece3.2692.

Hooper, D.U., F.S. Chapin III, J.J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J.H. Lawton, D.M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A.J. Symstad, J. Vandermeer, D.A. Wardle. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75 (1): 3-35. Doi: 10.1890/04-0922.

Hossain, S., S.J. Pogue, L. Trenchard, A.P.E. Van Oudenhoven, C. Washbourne, E.W. Muiruri, A., M. Tomczyk, M. García-Llorente, R. Hale, V. Hevia, T. Adams, L. Tavallali, S. De Bell, M. Pye, F. Resende. 2017. Identifying future research directions for biodiversity, ecosystem services and sustainability: perspectives from early-career researchers. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 25 (3): 249-261. Doi: 10.1080/13504509.2017.1361480.

Hubbell, S.P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton University, Princeton, N.J.

IGAC. 2004. Estudio general de suelos y zonificación de tierras del Departamento del Tolima. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Bogotá D.C.

Jiménez-Segura, L., G. Galvis-Vergara, P. Cala-Cala, C.A. García-Alzate, S. López-Casas, M.I. Ríos-Pulgarín, G.A. Arango, N.J. Mancera-Rodríguez, F. Gutiérrez-Bonilla, R. Álvarez-León. 2016. Freshwater fish faunas, habitats and conservation challenges in the Caribbean river basins of north-western South America. *Journal of Fish Biology*, 89, 65 – 101. Doi: 10.1111/jfb.13018

Jiménez-Segura, L.F., R. Álvarez-León, F.P. Gutiérrez-Bonilla, S. Hernández, M. Valderrama Barco, F.A. Villa-Navarro. 2011. La pesca y los recursos pesqueros en los embalses colombianos. Pp. 233 – 281. In: Lasso, C.A., F.P. Gutiérrez, M.A. Morales-Betancourt, E. Agudelo, H. Ramírez-Gil, R.E. Ajiaco-Martínez (Eds). II. Pesquerías continentales de Colombia: cuencas de Magdalena-Cauca, Sinú, Canalete, Atrato, Orinoco, Amazonas y vertiente del Pacífico. Serie Editorial Recursos Hidrológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de los Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, D.C., Colombia.

Johnson, C.N., A. Balmford, W. Barry, B.W. Brook, J.C. Buettel, M. Galetti, L. Guangchun, J.M. Wilmschurst. 2017. Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. *Science*, 356, 270–275. Doi: 10.1126/science.aam9317

Kassambara, A. y F. Mundt. 2017. Package “factoextra”. Date/Publication 2017-08-22 16:11:27 UTC. <http://www.sthda.com/english/rpkgs/factoextra>.

Laliberté, A.E., P. Legendre, B. Shipley, M.E. Laliberté. 2014. Package “FD”.

Lasso, C.A., R. Álvarez-León, F. de P. Gutiérrez, M.A. Morales-Betancourt. 2012. *Caquetaia kraussii*. Capítulo 5. Pp. 123-127. En: Gutiérrez F. de P., C. A. Lasso, CM.P. Baptiste, P. Sánchez-Duarte, A.M. Díaz (Eds). 2012. VI. Catálogo de la biodiversidad acuática exótica y trasplantada en Colombia: moluscos, crustáceos, peces, anfibios, reptiles y aves. Serie Editorial Recurso Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de los Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D.C., Colombia, 335 pp.

Lasso C.A., F. de P. Gutiérrez, D. Morales, P. Parra. 2014a. Introducción. Pp. 33 – 39. En: Lasso, C. A., F. de P. Gutiérrez, D. Morales-B. (Eds). 2014a. X. Humedales interiores de Colombia: identificación, caracterización y establecimiento de límites según criterios biológicos y ecológicos. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D.C. Colombia.

Lasso, C.A., A. Rial, G. Colonnello, A. Machado-Allison, F. Trujillo (Eds). 2014b. XI. Humedales de la Orinoquía (Colombia – Venezuela). Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D.C. Colombia. 303 p.

- Lê, S., J. Josse, F. Husson F. 2008. FactoMineR: and R package for multivariate analysis. *Journal of Statistical Software*, 25(1): 1-18.
- Lefcheck, J.S., J.E.K. Byrnes, F. Isbell, L. Gamfeldt, J.N. Griffin, N. Eisenhauer, M.J.S. Hensel, A. Hector, B.J. Cardinale, J.E. Duffy. 2015. Biodiversity enhances ecosystem multifunctionality across trophic levels and habitats. *Nature Communications*, 6:1-7. Doi: 10.1038/ncomms7936
- Legendre, P., R. Galzin, M.L. Harmelin-Vivien. 1997. Relating behavior to habitat: solutions to the fourth-corner problem. *Ecology*, 78: 547 – 562. Doi: 10.1890/0012-9658(1997)078[0547:RBTHST]2.0.CO;2
- Lerner, A., F. Zuluaga, J. Chará, A. Etter, T. Searchinger. 2017. Sustainable cattle ranching in practice: Moving from theory to planning in Colombia's livestock sector. *Environmental Management*, 60: 176 - 184. Doi: 10.1007/s00267-017-0902-8.
- López-Delgado, E.O. 2013. Composición y estructura de la comunidad de peces y sus relaciones con la calidad de la vegetación riparia y algunas variables ambientales en dos ríos de bosque seco tropical (Bs-T), Tolima (Colombia). [Tesis M.Sc.]. Ibagué, Tolima: Universidad del Tolima.
- Lozano-Zárate, Y.Y., F.A. Villa-Navarro, L.J. García-Melo, J.E. García-Melo, G. Reinoso-Flórez. 2008. Aspectos bioecológicos de *Microgenys minuta* (Characidae) en la cuenca del río Totare, sistema río Magdalena, Colombia. *Dahlia*, 10: 65 – 82.
- MacArthur, R.H. y R. Levins. 1967. Limiting similarity convergence and divergence of coexisting species. *American Naturalist*, 101: 377 – 385.
- Magurran, A. 2005. Measuring Biological Diversity. Blackwell Science, Oxford.
- Maldonado-Ocampo, J.A., A. Ortega-Lara, J.S. Usma-O., G. Galvis-V., F.A. Villa-Navarro, G.L. Vásquez, S. Prada-Pedrerros, C. Ardila. 2005. Peces de los Andes de Colombia. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos "Alexander von Humboldt". Bogotá, D. C. – Colombia. 346 p.
- Maltby, E. 2018. Functional Assessment of Wetlands. In: Finlayson, C.M., M. Everard, K. Irvine, R. McInnes, B. Middleton, Dam A van, Davidson NC (Eds). The Wetland Book. Springer Science+Business, p 1739-1740.
- Mason, N.W.H., C. Lanoiselee, D. Mouillot, P. Irz, C. Argillier. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111: 112 – 118. Doi: 10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x
- Mateo-Sagasta, J., S. Marjani, H. Turrall, J. Burke. 2017. Water pollution from agriculture: a global review Executive summary. FAO IOWMI:35.
- Mayfield, M.M., S.P. Bonser, J.W. Morgan, I. Aubin, S. McNamara, P.A. Vesk. 2010. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. *Global Ecology and Biogeography*, 19: 423 – 431. Doi: 10.1111/j.1466-8238.2010.00532.x
- McGill, B.J., B.J. Enquist, E. Weiher, M. Westoby. 2006. Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution*, 21: 178 – 185. Doi: 10.1016/j.tree.2006.02.002
- McGill, B.J., M. Dornelas, N.J. Gotelli, A.E. Magurran. 2015. Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. *Trends in Ecology & Evolution*, 30 (2): 104 – 113. Doi: 10.1016/j.tree.2014.11.006.
- Miles, C. 1971. Los peces del río Magdalena. 2nd ed. Ibagué: Universidad del Tolima. Centro Audiovisual. UT Ediciones.
- Mouillot, D., O. Dumay, J.A. Tomasini. 2007. Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 71: 443 – 456. Doi: 10.1016/j.ecss.2006.08.022
- Mouillot, D., N.A.J. Graham, S. Villéger, N.W. H. Mason, D.R. Bellwood. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology and Evolution*, 28:167-177. Doi: 10.1016/j.tree.2012.10.004
- Mouillot, D., S. Spatharis, S. Reizopoulou, T. Laugier, L. Sabetta, A. Basset, T. Do Chi. 2006. Alternatives to taxonomic-based approaches to assess changes in transitional water communities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 16: 469 – 482. Doi: 10.1002/aqc.769
- Mouillot, D., S. Villéger, V. Parravicini, M. Kulbicki, J.E. Arias-Gonzalez, M. Bender, P. Chabagnet, S.R. Floeter, A. Friedlander, L. Vigliola, D.R. Bellwood. 2014. Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111:13757-13762. Doi: 10.1073/pnas.1317625111.
- Mouchet, M.A., S. Villéger, N.W.H. Mason, D. Mouillot. 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Functional Ecology*, 24: 867 – 876. Doi: 10.1111/j.1365-2435.2010.01695.x
- Nath A.J. y L. Rattan. 2017. Managing tropical wetlands for advancing global rice production: Implications for land-use management. *Land Use Policy*, 68: 681-685. Doi: 10.1016/j.landusepol.2017.08.026.
- Newbold T., L.N. Hudson, S.L.L. Hill, S. Contu, I. Lysenko, R.A. Senior, L. Börger, D.J. Bennett, A. Choimes, B. Collen, J. Day, A. De Palma, S. Díaz, S. Echeverria-Londoño, M.J. Edgar, A. Feldman, M. Garon, M.L.K. Harrison, T. Alhusseini, D.J. Ingram, Y. Itescu, J. Kattge, V. Kemp, L. Kirkpatrick, M. Kleyer, D.L. Pinto Correia, C.D. Martin, S. Meiri, M. Novosolov, Y. Pan, H.R.P. Phillips, D.W. Puerkes, A. Robinson, J. Simpson, S.L. Tuck, E. Weiher, H.J. Whi

te, R.M. Ewers, G.M. Mace, J.P.W. Scharlemann, A. Purvis. 2015. Global effects of land use and local terrestrial biodiversity. *Nature*, 45: 520. Doi: 10.1038/nature14324.

Newbold T., L.N. Hudson, A.P. Arnell, S. Con-
tu, A. De Palma, S. Ferrier, S.L.L. Hill, A.J. Hoskins,
I. Lysenko, H.R.P. Phillips, V.J. Burton, C.W.T. Chng,
S. Emerson, D. Gao, G. Pask-Hale, J. Hutton, M.
Jung, K. Sanchez-Ortiz, B.I. Simmons, S. Whitmee,
H. Zhang, J.P.W. Scharlemann, A. Purvis. 2016. Has
land use pushed terrestrial biodiversity beyond the
planetary boundary? A global assessment. *Science*,
353: 6296. Doi: 10.1126/science.aaf2201.

Oliveira, E.F., E. Goulart, L. Breda, V. Minte-Vera, L.
R. Souza-Paiva, M. Rizzato- Vismara. 2010. Ecomor-
phological patterns of the fish assemblage in a tropi-
cal floodplain: Effects of trophic, spatial and phylo-
genetic structures. *Neotropical Ichthyology*, 8 (3):
569-586. Doi: 10.1590/S1679-62252010000300002

Oliver T.H., M.S. Heard, N.J. Isaac, D.B. Roy, D.
Procter, F. Eigenbrod, R. Freckleton, A. Hector, C.
D.L. Orme, O.L. Petchey, V. Proença, D. Raffaelli, K.B.
Suttle, G.M. Mace, B. Martín-López, B.A. Woodcock,
J.M. Bullock. 2015. Biodiversity and resilience of
ecosystem functions. *Trends in Ecology & Evolution*,
30(11): 673–684. Doi: 10.1016/j.tree.2015.08.009.

Piet, G.J. 1998. Ecomorphology of a size-struc-
tured tropical freshwater fish community. *En-
vironmental Biology of Fishes*, 51:67–86. Doi:
10.1023/A:1007338532482

Pizano, C., M. Cabrera, H. García. 2014. Bosque
Seco Tropical en Colombia, generalidades y con-
texto. En: Pizano C. & García, H. (Eds). *El Bosque
Seco Tropical en Colombia*. pp 354. Bogotá, S. C.,
Colombia. Instituto de Investigación de Recursos
Biológicos Alexander von Humboldt (IavH).

Ponce de León, E. 2004. Humedales. Designación
de sitios RAMSAR en territorios de Grupos Étnicos
en Colombia. WWF Colombia. 60 p.

Poos, M.S., S.C. Walker, D.A. Jackson. 2009. Func-
tional-diversity indices can be driven by methodo-
logical choices and species richness. *Ecology*, 90 (2):
341-347. Doi: 10.1890/08-1638.1

R Core Team. 2016. R: A language and environ-
ment for statistical computing. R Foundation for
Statistica Computing, Vienna, Austria URL [https://
www.R-project.org/](https://www.R-project.org/).

Rasmussen T.C., J.B. Deemy, S.L. Long. 2012. Wet-
land hydrology. *Wetland Environments: A Global
Perspective*. ISBN: 978-1-405-19841-7.

Reinoso-Flórez G., F.A. Villa-Navarro, S. Losa-
da-Prado, G. Guevara y A. Forero-Céspedes. 2014,
2015, 2016. Plan de Manejo ambiental de los hu-
medales del departamento del Tolima. Fase I: Am-
balemita, El Burro, El Oval, El Zancudal, La Garcera,
Moya de Enrique, La Pedregosa, La Zapuna. Fase
II: Albania, El Azuceno, El Saman, La Huaca, Laguna
de Coya, Las Garzas, Río Viejo, Saldañita. Fase III:

Caracolí, El Silencio, El Toro, Gavilán, Toqui-Toqui.
Universidad del Tolima – CORTOLIMA.

Ribeiro M., E. Huber-Sannwald, L. García, F.
Peña de Paz, J. Carrera, M. Galindo. 2013. Lands-
cape diversity in a rural terri tory: Emerging land
use mosaics coupled to livelihood diversification.
Land Use Policy, 30: 814-824. Doi: 10.1016/j.lan-
dusepol.2012.06.007

Ricaurte L.F., M.H. Olaya-Rodríguez, J. Cepe-
da-Valencia, D. Lara, J. Arroyave-Suárez, C. Max
Finlayson, I. Palomo. 2017. Future impacts of dri-
vers of change on wetland ecosystem services in
Colombia. *Global Environmental Change*, 44:158–
169. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2017.04.001

Ricotta C., F. de Bello, M. Moretti, M. Cacciani-
ga, B.E.L. Cerabolini, S. Pavoine. 2016. Measuring
the functional redundancy of biological commu-
nities: a quantitative guide. *Methods in Ecology
and Evolution*, 7:1386–1395. Doi: 10.1111/2041-
210X.12604

Román-P C., C. Román-Valencia, D.C. Ta-
phorn. 2014. Trophic and reproductive ecolo-
gy of a neo tropical characid fish *Hemibrycon
brevispini* (Teleostei: Characiformes). *Caldasia*,
36(2): 1-16. Doi: 10.15446/caldasia.v36n2.47487

Rubiano, K., N. Clerici, N. Norden, A. Etter. 2017.
Secondary forest and shrubland dynamics in a hi-
ghly transformed landscape in the Notrthern An-
des of Colombia (1985-2015). *Forests*, 8:216. Doi:
10.3390/f8060216

Salvati L. y Serra P. 2016. Estimating rapidity of
change in complex urban system: A multidimen-
sional, local-scale approach. *Geographical Analy-
sis*, 48: 132 – 156. Doi: 10.1111/gean.12093.

Sandifer, P.A., A.E. Sutton-Grier, B.P. Ward.
2015. Exploring connections among nature, bio-
diversity, ecosystem services and human health
and well-being: Opportunities to enhance health
and biodiversity conservation. *Ecosystem Services*,
(12): 1-15. Doi: 10.1016/j.ecoser.2014.12.007.

Santos-Martín, F., C. Montes, P. Alcorlo, S. Gar-
cía-Tiscar, B. González, M.R. Vidal-Abarca, M.L.
Suárez, L. Royo, I. Ferriz, J. Barragán, J.A. Chica, C.
López, J. Benayas. 2015. La aproximación de los
servicios ecosistémicos aplicada a la gestión pes-
quera. Fondo Europeo de Pesca, Fundación Biodi-
versidad del Ministerio de Agricultura, Alimenta-
ción y Medio Ambiente. Madrid. 227 p.

Sibbing F.A. y L.A.J. Nagelkerke. 2000. Resour-
ce partitioning by Lake Tana barbs predicted from
fish morphometrics and prey characteristics. *Re-
views in Fish Biology and Fisheries*, 10:393–437.
Doi: 10.1023/A:1012270422092

Silva-Júnior, C.A.B., B. Mérigot, F. Lucena-Fré-
dou, B.P. Ferreira, M.S. Coxey, S.M. Rezende, T.
Frédou. 2017. Functional diversity of fish in tropi-
cal estuaries: A traits-based approach of com-
munities in Pernambuco, Brazil. *Estuarine, Coastal*

and Shelf Science, 198: 413-420. Doi: 10.1016/j.ecss.2016.08.030

Sontera, L.J., J.A. Johnson, C.C. Nicholson, L.L. Richardson, K.B. Watson, T.H. Ricketts. 2017. Multi-site interactions: understanding the offsite impacts of land use change on the use and supply of ecosystem services. *Ecosystem Services*, 23: 158-164. Doi: 10.1016/j.ecoser.2016.12.012.

Srean P., D. Almeida, F. Rubio-Gracia, Y. Luo, E. García-Berthou. 2017. Effects of size and sex on swimming performance and metabolism of invasive mosquitofish *Gambusia holbrooki*. *Ecology of Freshwater Fish*, 26: 424-433. Doi: 10.1111/eff.12286

Strong J.A., E. Andonegi, K.C. Bizsel, R. Danovaro, M. Elliott, A. Franco, E. Garces, S. Little, K. Mazik, S. Moncheva, N. Papadopoulou, J. Patrício, A. M. Queirós, C. Smith, K. Stefanova, O. Solaun. 2015. Marine biodiversity and ecosystem function relationships: The potential for practical monitoring applications. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 161:46-64. Doi: 10.1016/j.ecss.2015.04.008

Tooth S. 2017. The geomorphology of wetlands in drylands: Resilience, nonresilience, or...?. *Geomorphology*, 305:33-48. Doi: 10.1016/j.geomorph.2017.10.017.

Tucker, M.A., K. Böhning-Gaese, W.F. Fagan, J. M. Fryxell, B. Van Moorter, S.C. Alberts, A.H. Ali, A.M. Allen, N. Attias, T. Avgar, H. Bartlam-Brooks, B. Bayarbaatar, J.L. Belant, A. Bertassoni, D. Beyer, L. Bidner, F.M. van Beest, S. Blake, N. Blaum, C. Bracis, D. Brown, P.J. Nico de Bruyn, F. Cagnacci, J.M. Calabrese, C. Camilo-Alves, S. Chamaillé-Jammes, A. Chiaradia, S.C. Davidson, T. Dennis, S. DeStefano, D. Diefenbach, I. Douglas-Hamilton, J. Fennessy, C. Fichtel, W. Fiedler, C. Fischer, I. Fischhoff, C.H. Fleming, A.T. Ford, S.A. Fritz, B. Gehr, J.R. Goheen, E. Guzarie, M. Hebblewhite, M. Heurich, A.J.M. Hewison, C. Hof, E. Hurme, L.A. Isbell, R. Janssen, F. Jeltsch, P. Kaczensky, A. Kane, P.M. Kappeler, M. Kauffman, R. Kays, D. Kimuyu, F. Koch, B. Kranstauber, S. LaPoint, P. Leimgruber, J.D.C. Linnell, P. López-López, A.C. Markham, J. Mattisson, E.P. Medici, U. Mellone, E. Merrill, G. de Miranda Mourão, R.G. Morato, N. Morrellet, T.A. Morrison, S.L. Díaz-Muñoz, A. Myserud, D. Nandintsetseg, R. Nathan, A. Niamir, J. Odden, R.B. O' Hara, L.G.R. Oliveira-Santos, K.A. Olson, B.D. Patterson, R.C. de Paula, L. Pedrotti, B. Reineking, M. Rimmler, T.L. Rogers, C.M. Rolandsen, C.S. Rosenberg, D.I. Rubenstein, K. Safi, S. Saïd, N. Sapir, H. Sawyer, N. Martin Schmidt, N. Selva, A. Sergiel, E. Shiilegdamba, J.P. Silva, N. Singh, E.J. Solberg, O. Spiegel, O. Strand, S. Sundaresan, W. Ullmann, U. Voigt, J. Wall, D. Wattles, M. Wikelski, C. C. Wilmers, J. W. Wilson, G. Wittemyer, F. Zieba, T. Zwijsacz-Kozica, T. Mueller. 2018. Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements. *Science*, (359): 466-469. Doi: 10.1126/science.aam9712.

Usma Oviedo J.S., F.A. Villa-Navarro, C.A. Lasso, F. Castro, P.T. Zúñiga-Upegui, C.A. Cipamocha, A. Ortega-Lara, R.H. Ajiaco, H. Ramírez-Gil, L.F. Jiménez, J.A. Maldonado-Ocampo, J.A. Muñoz, J.T.

Suárez. 2013. Peces Dulceacuícolas Migratorios de Colombia. Pp. 215-442. En: Zapata Padilla LA & Usma Oviedo JS (Eds). Guía de las especies migratorias de la Biodiversidad en Colombia. Volumen 2. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y WWF Colombia. 2013. 486 p.

Vásquez-Ramos J.M., F. Ramírez-Díaz, G. Reino-so-Flórez, G. Guevera-Cardona. 2010. Spatial and temporal distribution of the immature caddisflies in the Totare River basin (Tolima-Colombia). *Caldasia*, 32(1): 129-148.

Vilardy, S., Ú. Jaramillo, C. Flórez, J. Cortés-Duque, L. Estupiñán, J. Rodríguez, C. Aponte. 2014. Principios y criterios para la delimitación de humedales continentales: una herramienta para fortalecer la resiliencia y la adaptación al cambio climático en Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, 100 pág.

Villa-Navarro F.A. y S. Losada-Prado. 1999a. Aspectos tróficos de *Petenia umbrifera* (Pisces: Cichlidae) en la represa de Prado-Tolima. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, 11 (1): 24 - 34.

Villa-Navarro F.A. y S. Losada-Prado. 1999b. Caracterización trófica de los peces comerciales de la represa de Prado (Tolima). En: Memorias del XXXIV Congreso Nacional de Ciencias Biológicas, Cali.

Villa-Navarro F.A. y S. Losada-Prado. 2004a. Modelo trófico para peces comerciales en el embalse de Prado (Tolima). En: Memorias VI Seminario Colombiano de Limnología y I Reunión Internacional sobre embalses neotropicales. Montería. Villa-Navarro F.A. y S. Losada-Prado. 2004b. Aspectos bioecológicos de *Sternopygus macrurus* en el embalse de Prado. *Dahlia*, 7(1): 39 - 49.

Villa-Navarro F.A. 2011. "*Pimelodus "blochii"* (Caribe-Magdalena) (Siluriformes, Pimelodidae). Capítulo 7. Pp. 461 - 463. En: Lasso C.A., E. Agudelo, L.F. Jiménez-Segura, H. Ramírez-Gil, M. Morales-Betancourt, R.E. Ajiaco-Martínez, F.P. Gutiérrez, J.S. Usma, S.E. Muñoz-Torres, A.I. Sana-bria-Ochoa (Eds). Catálogo de los recursos pesqueros continentales de Colombia. Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de los Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D.C., Colombia.

Villa-Navarro F. A., L.J. García-Melo, P.T. Zúñiga-Upegui, J.E. García-Melo, J.M. Quiñones-Montiel, J.G. Albornoz- Garzón, C.C. Conde-Saldaña, G. Reinoso-Flórez, D.M. Gualtero-Leal, V.J. Ángel-Rojas. 2014. Historia de vida del bagre *Imparfinis usmai* (Heptapteridae: Siluriformes) en el área de influencia del proyecto hidroeléctrico El Quimbo, alto río Magdalena, Colombia. 2014. *Biota Colombiana*, 15 (2) 111- 126. Especial Embalses y ríos regulados.

- Villa-Navarro F.A., A. Acero-P, P. Cala. 2017. Taxonomic review of Trans-Andean species of *Pimelodus* (Siluriformes: Pimelodidae), with the descriptions of two new species. *Zootaxa*, 4299 (3): 337-360. Doi: 10.11646/zootaxa.4299.3.2
- Villéger S., S. Brosse, M. Mouchet, D. Mouillot, M. J. Vanni. 2017. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. *Aquatic Sciences*, 79:783–801. Doi: 10.1007/s00027-017-0546-z.
- Villéger S., N.W.H. Mason, D. Mouillot. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89:2290–230. Doi: 10.1890/07-1206.1
- Villéger S., J. Ramos-Miranda, F.D. Hernandez, D. Mouillot. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications*, 20:1512–1520. Doi: 10.1890/09-1310.1
- Violle, C., M.L. Navas, D. Vile, E. Kazakou, C. Fortunel, I. Hummel, E. Garnier. 2007. Let the concept of trait be functional!. *Oikos*, 116: 882 – 892. Doi: 10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x
- Webb, P.W. 1984. Form and function in fish swimming. *Sci Am*:72–82.
- Wei T., V. Simko, M. Levy, Y. Xie, Y. Jin, J. Zemla. 2017. Package "corrplot". Date/Publication 2017-10-16 22:58:08 UTC. <https://github.com/taiyun/corrplot>.
- Weigelt, A., J. Schummacher, C. Roscher, B. Schmid. 2008. Does biodiversity increase spatial stability in plant community biomass?. *Ecology Letters*, 11: 338 – 347. Doi: 10.1111/j.1461-0248.2007.01145.x
- Whitfield A.K. y T.D. Harrison. 2014. Fishes as Indicators of Estuarine Health and Estuarine Importance. In: Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Elsevier Inc., p 1–10.
- Winemiller, K.O. 1991. Ecomorphological diversification in lowland freshwater fish assemblages from five biotic regions. *Ecological Monographs*, 61(4): 343-365. Doi: 10.2307/2937046
- Winemiller, K.O. 1992. Ecomorphology of freshwater fishes. Ecological divergence and convergence in freshwater fishes. *National Geographic Research & Exploration*, 8(3): 308-327. Doi: 10.1007/BF00005919
- Yara C. y G. Reinoso. 2012. Hunting ants (Ectatomminae y Ponerinae) in dry forest fragments and their matrix (Tolima, Colombia). *Revista Colombiana de Entomología*, 38 (2): 329-337.
- Zobel, M. 1997. The relative role of species pools in determining plant species richness. An alternative explanation of species coexistence?. *Trends in Ecology and Evolution*, 12: 266 – 269. Doi: 10.1016/S0169-5347(97)01096-3.
- Zúñiga-Upegui, P.T., F.A. Villa-Navarro, G. Reinoso-Flórez, A. Ortega-Lara. 2005. Relación longitud-peso y frecuencia de tallas para los peces del género *Chaetostoma* (Siluriformes: Loricariidae) de la cuenca del río Coello, Colombia. *Dahlia*, 8 (1): 47 - 52.
- Zúñiga-Upegui P.T., F.A. Villa-Navarro. 2005. Competencia trófica en especies de la familia Loricariidae (Ostariophysi: Siluriformes) en la cuenca del río Coello – Tolima (Colombia). In: Memorias VIII Simposio Colombiano de Ictiología, Quibdó – Choco.
- Zúñiga-Upegui P.T., F.A. Villa-Navarro, L.J. García-Melo, J.E. García-Melo, G. Reinoso-Flórez, D. M. Gualtero-Leal, V.J. Ángel-Rojas. 2014. Aspectos ecológicos de *Chaetostoma* sp. (Siluriformes: Loricariidae) en el alto río Magdalena, Colombia. *Biota Colombiana*, 15 (2): 81-94.
- Zuur A.F., E.N. Ieno, C.S. Elphick. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1:3–14. Doi: 10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x
- Zuur A., E.N. Ieno, N. Walker, A.A. Saveliev, G.M. Smith. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer Science+Business Media. 574 p. Doi: 10.1007/978-0-387-87458-6.



*Nature no longer runs the Earth,
We do*

Mark Lynas, 2011

Capítulo 4

Cuantificación y cartografía de la oferta y demanda de servicios de los ecosistemas en el departamento de Tolima

4.1 Introducción

4.2 Métodos

4.2.1 Valoración de los servicios de los ecosistemas. Matrices de oferta y demanda

4.2.2 Análisis de la interacción espacial entre la oferta y la demanda de servicios de los ecosistemas

4.3 Resultados

4.3.1 Valoración de la oferta y la demanda de SEs a escala regional

4.3.2 Interacción oferta-demanda de SEs en el departamento de Tolima

4.3.3 Oferta, demanda y balance de SEs a escala municipal

4.3.4 Balance oferta-demanda de SEs en los Espacios Naturales Protegidos de Tolima

4.4 Discusión

4.4.1 Oferta y demanda de SEs. Potencialidad territorial

4.4.2 Interacción oferta-demanda de SEs

4.4.3 Espacios Naturales Protegidos y suministro de SEs

4.5 Conclusiones

Referencias

Capítulo 4. Cuantificación y cartografía de la oferta y demanda de servicios de los ecosistemas en el departamento de Tolima

4.1 Introducción

El enfoque metodológico y conceptual basado en el análisis del territorio como un conglomerado de sistemas socio-ecológicos (SSEs), asumido en esta memoria de Tesis, resulta de gran utilidad para entender cómo los factores sociales, institucionales y económicos influyen en la estructura y funcionamiento del paisaje (véase Capítulo 2). Este enfoque permite determinar las diferentes contribuciones de los SSEs al bienestar humano. En los últimos tiempos se han realizado multitud de valoraciones sobre estas aportaciones bajo el marco conceptual de los servicios de los ecosistemas (SEs) (Costanza *et al.*, 1997; MA, 2005; Norgaard, 2010; TEEB, 2010; de Groot *et al.*, 2012; Díaz *et al.*, 2015), principalmente basadas en aproximaciones metodológicas de contabilidad económica, ecológica y sociocultural (Crossman *et al.*, 2013; Mehring *et al.*, 2018). En todas ellas se parte del reconocimiento explícito de que los SEs existen como tales porque son demandados y disfrutados por las personas y que dependen de la interacción y retroalimentación de múltiples factores, tanto sociales como ecológicos (Villamagna *et al.*, 2013; Von Heland y Folke, 2014; Geijzenborffer *et al.*, 2015; Schirpke *et al.*, 2019). En la actualidad, uno de los objetivos de mayor relevancia en la investigación de los SEs se centra en el estudio del flujo de servicios que los ecosistemas aportan a la sociedad, con el fin de facilitar su gestión desde una perspectiva integrada, simultáneamente ecológica y social (Geijzenborffer *et al.*, 2015; Díaz *et al.*, 2019). En este sentido, es importante destacar que uno de los grandes retos actuales de la gestión ambiental es conocer el grado de acoplamiento/desacoplamiento entre la capacidad de los ecosistemas de suministrar SEs y su demanda. Este suministro es directamente dependiente tanto del funcionamiento de los ecosistemas y de su tasa de renovación, como de la demanda creciente de SEs, provocada por el aumento de la población y de sus tasas de consumo. Así, la demanda de SEs tiende a superar la tasa de renovación de los ecosistemas y a deteriorar su estado de conservación (Von Heland y Folke, 2014; Cavender-Bares *et al.*, 2015; Geijzenborffer *et al.*, 2015; Wolff *et al.*, 2017). En consecuencia, es fundamental el reconocimiento de la dimensión social en la gestión de los paisajes para optimizar el suministro de SEs. Por ello, en el ámbito científico se observa un aumento de la importancia que se confiere a los actores sociales y a su implicación en el flujo de SEs (Seppelt *et al.*, 2011; Kroll *et al.*, 2012; Burkhard *et al.*, 2014; Nieto-Romero *et al.*, 2014; Jacobs *et al.*, 2015; Felipe-Lucía *et al.*, 2015; Schröter *et al.*, 2018; Martín-López *et al.*, 2019a).

Recientemente, una parte importante de la investigación basada en el paradigma de los SSEs se ha dirigido al desarrollo de métodos para la cuantificación y el análisis del equilibrio entre la oferta y la demanda de los SEs (Lu et al., 2018). La oferta se ha definido como “la capacidad de un área particular de proporcionar servicios en un período de tiempo determinado, independientemente de su uso real” (Burkhard et al., 2012; Burkhard y Maes, 2017; Wei et al., 2017; Syrbe et al., 2017; Martín-López et al., 2019b). La demanda se considera como “el uso de SEs específicos por parte de la sociedad, que depende de factores culturales, de la disponibilidad de alternativas y de los medios para satisfacer las necesidades sociales” (Burkhard et al., 2012; Burkhard y Maes, 2017; Syrbe et al., 2017; Wei et al., 2017; Potschin-Young et al., 2018). El conocimiento de las interdependencias entre distintos tipos de SEs en cada territorio es decisivo ya que, como resultado de las acciones de gestión, entre ellos se establecen relaciones tanto de sinergia como de contraprestación o interferencia (denominadas *trade-offs*, por el término utilizado en inglés), que condicionan e incluso determinan la mejora o el deterioro del flujo de servicios (Bennett et al., 2009; Raudsepp-Hearne et al., 2010; Cavender-Bares et al., 2015; Cord et al., 2017; Locatelli et al., 2017; Wei et al., 2017; Schirpke et al., 2019). Las sinergias se originan cuando ciertos SEs interactúan con otros, aumentando o decreciendo simultáneamente. En cambio, las contraprestaciones se producen cuando el aumento de un servicio provoca el descenso de otro diferente (Bennett et al., 2009). Existen numerosos trabajos centrados en la identificación y evaluación de la interdependencia espacial y temporal entre oferta y demanda de SEs, en diversos contextos y escalas (García-Nieto et al., 2014; Martín-López y Montes, 2015; Kelemen et al., 2016; Cord et al., 2017; Schleyer et al., 2017; Wei et al., 2017; Mehring et al., 2018; entre otros). La dificultad conceptual y aplicada de estas tareas ha favorecido la proliferación de distintas propuestas metodológicas, entre las que predominan los enfoques biofísicos y económicos (Vihervaara et al., 2010; Nieto-Romero et al., 2014; Fagerholm et al., 2016; Cord et al., 2017; Spake et al., 2017; Bryan et al., 2018; Harrison et al., 2018).

Los métodos biofísicos describen, a través de indicadores medibles, cómo los ecosistemas contribuyen al suministro de SEs a la sociedad (Maes et al., 2013). Los métodos económicos y sociales reflejan la importancia relativa de los SEs para las personas, muy dependiente del contexto socioeconómico y de las subjetividades individual y cultural en que viven (Fisher et al., 2009; Bastian et al., 2012). Este último aspecto está ganando cada vez más atención por parte de la academia y de los responsables políticos, dada la creciente necesidad de incorporar la dimensión social de la demanda de SEs en las agendas políticas ambientales (Burkhard et al., 2012; Kroll et al., 2012; Nedkov y Burkhard, 2012;

Geijzendorffer *et al.*, 2015; Jacobs *et al.*, 2016; Harrison *et al.*, 2018). Así, este nuevo paradigma está penetrando de forma importante en la sociedad a través de los medios de comunicación, ya que ayuda a la gente común y a los tomadores de decisiones a entender la repercusión de las políticas ambientales en sus vidas y en su bienestar (Schmidt *et al.*, 2019). Por esta razón, son múltiples las disciplinas de conocimiento, desde las ciencias naturales a las sociales, que confluyen en esta perspectiva (IPBES, 2015; Hein *et al.*, 2016; Kelemen *et al.*, 2016; Martín-López *et al.*, 2019a). Esta circunstancia ha facilitado el desarrollo de enfoques multi y transdisciplinarios, tales como la ecología política o la economía ecológica (Barnaud *et al.*, 2018; Chaigneau *et al.*, 2018; Ethan Yang *et al.*, 2018; Fortnam *et al.*, 2018; Martínez-Harms *et al.*, 2018; Saarikoski *et al.*, 2018; Sattler *et al.*, 2018; Ainscough *et al.*, 2018, 2019; Smith *et al.*, 2019).

La integración de los SEs en las políticas territoriales y en los procesos de toma de decisiones depende en gran medida de la disponibilidad de información espacial sobre el estado y las tendencias de los ecosistemas y sus servicios (Willemen *et al.*, 2010; Palomo *et al.*, 2011; Maes *et al.*, 2012, 2013; Crossman *et al.*, 2013; Potschin-Young *et al.*, 2018; Chen *et al.*, 2019). Por ello, en el contexto de la evaluación del suministro y la demanda de SEs, la cartografía de servicios (comunmente denominada "mapeo") es una herramienta útil que permite aportar información biofísica, económica y social relevante. El mapeo explícito de la oferta y la demanda de SEs puede ayudar a identificar y analizar la compleja configuración espacial de los servicios y su dinámica, que es uno de los principales requerimientos para la incorporación efectiva del marco de los SEs en la planificación del paisaje (Malinga *et al.*, 2015; Yahdjian *et al.*, 2015; Wolff *et al.*, 2017; Chen *et al.*, 2019; Zen *et al.*, 2019). En la actualidad el número de investigaciones que incorporan el mapeo de SEs ha crecido exponencialmente (Burkhard *et al.*, 2012; Wei *et al.*, 2017; Wolff *et al.*, 2017; Nikodinoska *et al.*, 2018). Sin embargo, muchos de estos trabajos se centran en cartografiar la oferta de un único servicio y, en menor proporción, en la combinación de algunos de ellos (Geijzendorffer *et al.*, 2015; Goldenberg *et al.*, 2017; Schröter *et al.*, 2018). Entre las fuentes de información más utilizadas se encuentran el empleo de variables de usos y coberturas del suelo, información topográfica e índices de vegetación (Bastian *et al.*, 2013; Fürst *et al.*, 2013; Bryan *et al.*, 2018; Herrero-Jáuregui *et al.*, 2019). Otro aspecto también muy extendido, cuando la información está disponible, es el uso de datos primarios sobre servicios de abastecimiento, de funciones y características relacionadas con la biodiversidad y el desarrollo de modelos y funciones de producción ecológica (Lavorel *et al.*, 2011; Abelleira *et al.*, 2016; Hevia *et al.*, 2017; Ricketts *et al.*, 2016; Kok *et al.*, 2017; Mori *et al.*, 2017; Schwarz *et al.*, 2017; Birkhofer *et al.*, 2018). Considerando los tipos de SEs, los más cartografiados son los

de regulación climática e hídrica, seguidos por los de abastecimiento de alimento y agua y, finalmente, por los servicios culturales relacionados con la recreación y el turismo (Martínez-Harms y Balvanera, 2012; Crossman *et al.*, 2013; Grêt-Regamey *et al.*, 2015; Malinga *et al.*, 2015; Boerema *et al.*, 2017; Wolff *et al.*, 2017).

Los métodos de base sociocultural para evaluar y mapear SEs involucran principalmente la medida de las percepciones arraigadas en las experiencias de las personas, en su contexto ambiental, económico, social y cultural (Turnley *et al.*, 2008; Chan *et al.*, 2012; Cebrián-Piqueras *et al.*, 2017). Así pues, no se trata de mediciones basadas estrictamente en datos objetivos, sino de la interpretación que realizan los actores sociales implicados de aquellos datos y experiencias con los que cuentan y que, por tanto, reflejan la subjetividad de sus preferencias y demandas. Estos métodos evidencian la naturaleza multidimensional del bienestar humano al capturar simultáneamente valores que dependen tanto de la capacidad de los individuos para interpretar y evaluar el funcionamiento de los ecosistemas (“sistema de conocimiento”), como aquellos que expresan la experiencia humana subjetiva (“sistema de valores”) (Campagne *et al.*, 2017; Cebrián-Piqueras *et al.*, 2017; Pascual *et al.*, 2017; Harrison *et al.*, 2018). Los métodos basados en la percepción son idóneos para los enfoques que tienen como objetivo analizar la implicación de los actores sociales con la naturaleza y con el manejo del paisaje. Por ello, se denominan con términos como valoración sociocultural, valoración no monetaria, valoración deliberativa o valoración cualitativa, entre otros (Chan *et al.*, 2012; Kroll *et al.*, 2012; Kelemen *et al.*, 2016; Stosch *et al.*, 2019). Aunque, a menudo, estos métodos socioculturales se han utilizado para obtener información sobre los SEs culturales, también son válidos para la evaluación de los servicios de regulación y de provisión (Zander *et al.*, 2010; Plieninger *et al.*, 2013; Asah y Blahna, 2019), lo que les ha otorgado el reconocimiento como “enfoque de evaluación integrado” (Díaz *et al.*, 2015; Schleyer *et al.*, 2017; Potschin y Haines-Young, 2011; Campagne y Roche, 2018; Vihervaara *et al.*, 2018; Martín-López *et al.*, 2019a).

En Latinoamérica, el uso de información espacialmente explícita para mapear SEs es un campo de estudio aún en desarrollo y la mayoría de los trabajos realizados se centran principalmente en la medición de la capacidad biofísica para suministrar determinados SEs por parte de los ecosistemas (Martínez-Harms y Balvanera, 2012; Crossman *et al.*, 2013; Ruíz-Agudelo y Bello, 2014; Clerici *et al.*, 2019; Ricaurte *et al.*, 2017; Aguado *et al.*, 2018; Dobbs *et al.*, 2018; Tauro *et al.*, 2018; Aldana-Domínguez *et al.*, 2019; Quijas *et al.*, 2019; Rincón-Ruiz *et al.*, 2019a; Rutebuka *et al.*, 2019; Weyland *et al.*, 2019). En Colombia se ha presentado una de las primeras iniciativas de valoración de los SEs como herramienta

para la planificación del territorio (Rincón-Ruiz *et al.*, 2015), en la que el sector académico ha participado incorporando métodos sociales para su evaluación. Sin embargo, pocos estudios han contemplado introducir el conocimiento de las comunidades locales, ONGs e instituciones gubernamentales en este tipo de metodologías, lo que es fundamental para una toma de decisiones efectiva (Ruíz-Agudelo y Bello, 2014; Rincón-Ruiz *et al.*, 2019b; Weyland *et al.*, 2019). Colombia, como país miembro del Convenio de Diversidad Biológica (CDB) y comprometido con el cumplimiento de las Metas Aichi, en las que se reconoce la importancia del mantenimiento y la conservación de los SEs para el bienestar humano, ha incorporado el marco de los SEs en la Política Nacional de Gestión Integral de la Biodiversidad y sus Servicios Ecosistémicos –PNGIBSE– (García-Márquez *et al.*, 2017). Una de las estrategias contempladas para su consecución es la creación de espacios naturales protegidos (ENP). No obstante, las aproximaciones metodológicas utilizadas para evaluar la capacidad de suministro de SEs de estas áreas se han centrado en el uso de indicadores biofísicos, como la intensidad de uso del suelo y la presencia de especies endémicas, migratorias o bajo alguna categoría de amenaza (Armenteras *et al.*, 2015; Boillat *et al.*, 2017; García-Márquez *et al.*, 2017; Bax y Francesconi, 2019) y han prescindido del aspecto socioeconómico y de su interacción a múltiples escalas. En este contexto, obviar que el flujo de SEs desde los ENP será activo una vez que éste se requiera por parte de las comunidades locales aledañas ha contribuido a incrementar la dicotomía entre área protegida versus no protegida (Castro *et al.*, 2015; Jacobs *et al.*, 2015; Cumming y Allen, 2017; Bidegain *et al.*, 2019; Laterra *et al.*, 2019; Santos-Martín *et al.*, 2019).

El presente capítulo es una propuesta de mapeo y cuantificación del potencial de oferta y demanda de SEs en la que se consideran los usos y coberturas del suelo (LULC, por sus siglas en inglés) de Tolima como *proxys* para la valoración de servicios a escala regional y municipal. Para ello, se ha utilizado un enfoque basado en el conocimiento de un panel de expertos compuesto por técnicos vinculados a la gestión ambiental a nivel nacional y regional (Orsi *et al.*, 2011; Campagne y Roche, 2018; Martín-López *et al.*, 2019a). Este enfoque facilita la integración del marco conceptual de los SEs en la planificación y gestión socio-ecológica del territorio mediante el análisis de la co-ocurrencia espacial de la oferta y la demanda de SEs y de la influencia de los ENP en el suministro de SEs.

4.2 Métodos

4.2.1 Valoración de los servicios de los ecosistemas. Matrices de oferta y demanda

La valoración de la oferta y la demanda de los SEs se llevó a cabo mediante el método de la “Matriz de SEs” (“Matrix-based approaches” , Burkhard *et al.*, 2009, 2012, 2014; Jacobs *et al.*, 2015; Burkhard y Maes, 2017; Campagne *et al.*, 2017; Campagne y Roche, 2018), que permite integrar las valoraciones de individuos con conocimiento profundo y experto sobre la capacidad potencial de los diferentes usos y coberturas del suelo para suministrar SEs y estimar su demanda potencial por parte de las comunidades locales (Palomo *et al.*, 2013; Burkhard y Maes, 2017). Este método se desarrolló como respuesta a la necesidad de evaluación de múltiples SEs para los que no se poseían los indicadores y datos adecuados que permitieran llevar a cabo su cuantificación simultánea (Burkhard y Maes, 2017; Campagne y Roche, 2018; Martín-López *et al.*, 2019a). Su aplicación se ha probado en diversos casos de estudio a nivel regional y constituye un buen punto de partida para revelar patrones sobre la capacidad de los ecosistemas de suministrar SEs (Burkhard *et al.*, 2012; Palomo *et al.*, 2013; Bastian *et al.*, 2013; Goldenberg *et al.*, 2017; Campagne y Roche, 2018). Se basa en una clasificación flexible y estandarizada de las unidades biofísicas espaciales, en una escala relativa de 0 a 5, por medio de un enfoque matricial que permite representar cartográficamente los SEs. Esta clasificación se aplica tanto para la evaluación de la oferta potencial como para la de la demanda. En la escala considerada, el “0” corresponde a una capacidad no relevante (no necesariamente 0 absoluto) y el “5” a la máxima capacidad de suministro de SEs, lo que permite categorizar diversos tipos de SEs y hacerlos comparables (Burkhard *et al.*, 2009, 2012, 2014; Jacobs *et al.*, 2015; Burkhard y Maes, 2017). El enfoque de panel de expertos requiere la selección de personas con un alto nivel de experiencia y conocimiento de un tema que exige conocimiento especializado (Orsi *et al.*, 2011; Burkhard *et al.*, 2012; Palomo *et al.*, 2013; Jacobs *et al.*, 2015; García-Nieto *et al.*, 2014; Campagne y Roche, 2018; Martín-López *et al.*, 2019a). Sin embargo, hay que mencionar que la objetividad acerca de la relevancia y valoración de los servicios seleccionados por los expertos puede llegar a eclipsar la visión de otros actores locales y partes interesadas relevantes de las áreas de estudio (Orsi *et al.*, 2011; Burkhard *et al.*, 2012; García-Nieto *et al.*, 2014; Jacobs *et al.*, 2015; Campagne *et al.*, 2017; Campagne y Roche, 2018; Harrison *et al.*, 2018; Martín-López *et al.*, 2019a).

En el caso estudiado, la valoración de los SEs la realizó un grupo técnico compuesto por 47 funcionarios de nivel profesional pertenecientes a entidades ambientales nacionales y regionales, como la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales (ANLA), el Instituto de

Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH), el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), Parques Nacionales Naturales de Colombia (PNN), el Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) y la Corporación Autónoma Regional del Tolima (CORTOLIMA). El grupo formado por estos especialistas ambientales se denominó ‘grupo de expertos técnicos en temas ambientales’. Estos expertos reunían determinadas características específicas, tales como conocer el área de estudio y la nomenclatura de los usos y coberturas del suelo de acuerdo a la metodología Corine – Land Cover para Colombia (LULC) y estar familiarizados con el concepto de SEs.

Como fuente de información biofísica para la evaluación de los SEs se utilizó la cartografía sobre los usos y cobertura del suelo del Mapa de Ecosistemas de Colombia 2005 – 2009, a escala 1:100.000 (IDEAM, 2015). Los LULC considerados para la evaluación de los SEs fueron los mismos que los utilizados en la caracterización de la estructura del paisaje del área de estudio (véase Capítulo 2 de la Memoria de Tesis) y corresponden a 17 unidades cartográficas reclasificadas que se encuentran tipificadas como LULC transformados (agroecosistemas, vegetación secundaria, bosques fragmentados y territorios artificializados) y naturales (páramo, bosques, vegetación subxerofítica, arbustales, herbazales y complejos rocosos). La información cartográfica, a escala 1:25.000, de los límites de los ENP establecidos en el área de estudio fue suministrada por CORTOLIMA. Entre las diferentes categorías de ENP del área de estudio se encuentran Parques Nacionales Nacionales, Parques Nacionales Regionales, Reservas Forestales Regionales, Distritos de Manejo Integrado y Reservas Nacionales de la Sociedad Civil. Para definir los SEs a evaluar se realizó una revisión de literatura (Vilardy *et al.*, 2011; Balvanera *et al.*, 2012; Martín-López *et al.*, 2012; Palomo *et al.*, 2013; Haines-Young y Potschin, 2016; Aldana-Domínguez *et al.*, 2017) a partir de la cual se seleccionaron un total de 26 SEs distribuidos en 6 servicios de abastecimiento, 11 servicios de regulación y 9 servicios culturales (Apéndice 6). La valoración sobre la oferta y la demanda potenciales de SEs se realizó por medio de un cuestionario electrónico remitido a los 47 expertos. Este cuestionario consistía en una matriz de servicios compuesta por los 17 LULC seleccionados, en las filas, y los 26 tipos de SEs, en las columnas. Para elaborar la matriz de oferta de SEs (matriz b, Fig. 20) se pidió a los participantes evaluar el potencial de los LULC para suministrar cada uno de los SEs escogidos. Este potencial de suministro se basó en la capacidad hipotética de un determinado LULC de proveer un determinado SEs para el bienestar humano. Para ello, se utilizó la escala relativa 0-5 propuesta por Burkhard *et al.*, (2009, 2012, 2014). Tal como se ha mencionado en el apartado de Métodos: “0” representa una capacidad no relevante de suministro de SEs; “1” una capacidad muy baja; “2” una capacidad baja; “3” una capacidad media; “4” una capacidad alta y “5” una

capacidad muy relevante o cantidad máxima de SEs suministrada. La demanda de SEs se valoró en un cuestionario adicional (matriz c, Fig. 20), en el que se consideró la demanda hipotética de SEs de las comunidades locales de acuerdo con los LULC considerados. Nuevamente se utilizó la escala 0-5 propuesta por Burkhard *et al.*, (2009, 2012, 2014), en la que "0" indica una demanda de SEs no relevante; "1" una demanda muy baja; "2" una demanda baja; "3" una demanda media; "4" una demanda alta y "5" una demanda muy relevante o cantidad máxima de SEs demandada.

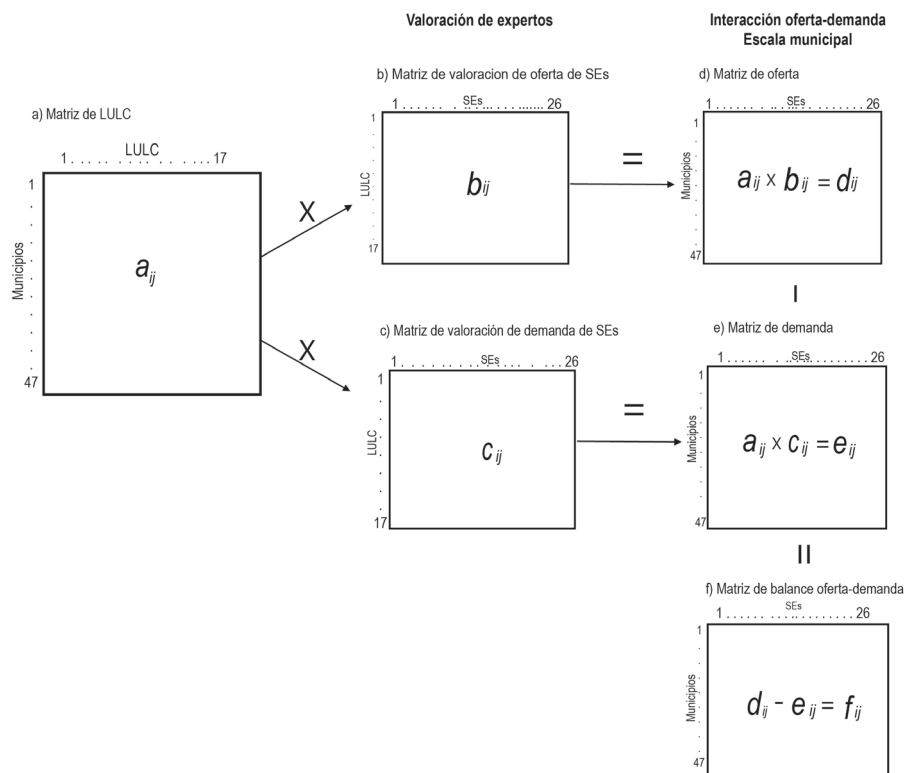


Figura 20. Esquema del procedimiento numérico seguido para cuantificar y expresar espacialmente la valoración de la oferta y la demanda potencial de los SEs en Tolima. El procedimiento se basó en establecer una relación numérica entre la matriz a, que contiene datos cuantitativos (% cobertura) de los 17 tipos de LULC en los 47 municipios del área de estudio, y las matrices b y c que registran, respectivamente, las valoraciones realizadas por los expertos ambientales de la oferta y la demanda de SEs estimada para cada uno de los LULC considerados en la matriz a. La relación entre los LULC y las valoraciones técnicas a escala municipal se obtuvo a partir de los productos de las matrices $a \times b$ y $a \times c$, que dieron lugar a las matrices d y e. A partir de éstas, se obtuvo una matriz de balance de SEs, f, cuyos elementos son el resultado de la sustracción de los elementos de las matrices d y e, respectivamente.

4.2.2 Análisis de la interacción espacial entre la oferta y la demanda de servicios de los ecosistemas

Los resultados de la valoración por expertos de la oferta y la demanda de SEs se utilizaron para calcular la interacción entre ambas y su proyección espacial. El análisis se realizó a nivel municipal; escala de referencia espacial a la que los 17 tipos de LULC utilizados estaban registrados y cuantificados como porcentaje de cobertura respecto a la superficie de cada municipio (matriz a, Fig. 20; ver Capítulo 2 de la memoria). Para conocer el ajuste entre la oferta y la demanda de SEs en los municipios del área de estudio, se realizó una

multiplicación de las matrices de servicios valoradas. Este producto matricial, que cuantifica el grado de acoplamiento espacial entre la oferta y la demanda de SEs, puede calcularse a diferentes y múltiples escalas, a partir del nivel de máxima resolución considerado (De Aranzabal et al., 2009). En el caso de estudio se calculó inicialmente a nivel municipal y posteriormente se utilizó para comprobar si los ENP establecidos en el área cumplen con el objetivo de garantizar el suministro de SEs (Schmitz et al., 2007; De Aranzabal et al., 2009; Aldana-Domínguez et al., 2019).

El análisis a escala municipal se basó en tres conjuntos de datos (Fig. 20): 1) una matriz (**a**) que contiene los porcentajes de los 17 LULC en los 47 municipios de Tolima (elementos a_{ij}); 2) una matriz (**b**) de valoración de la oferta de SEs, cuyos elementos b_{ij} son los valores adjudicados por los expertos a los LULC como suministradores de los distintos tipos de SEs considerados y 3) una matriz (**c**) de valoración de la demanda de SEs, cuyos elementos c_{ij} representan las valoraciones de los expertos respecto a la demanda de SEs basada en los LULC. Para cuantificar la oferta y la demanda de los SEs en cada municipio, se calcularon 2 matrices producto **d** y **e**, cuyos elementos (d_{ij} y e_{ij}) representan, respectivamente, el valor de la oferta y demanda potencial de cada SEs a escala municipal (Schmitz et al., 2007; De Aranzabal et al., 2009). Utilizando las matrices de oferta y demanda calculadas (matrices **d** y **e**, respectivamente) y mediante un procedimiento de sustracción matricial, se obtuvo una matriz (**f**), que representa el balance entre la oferta y la demanda de SEs en los municipios ("budget matrix"). Sus elementos (f_{ij}) son el resultado de la sustracción de los elementos de la primera y de la segunda matriz ($d_{ij} - e_{ij}$). Los cálculos fueron posibles gracias a que las matrices de oferta y demanda eran del mismo orden. Este tipo de análisis de balance, o *budget*, permite determinar las áreas con excedente de SEs (superávit, la oferta supera la demanda) y las áreas con déficit de SEs (viceversa, la demanda supera a la oferta) (Burkhard et al., 2009, 2012, 2014). Ya que la evaluación de la oferta y la demanda potenciales de SEs se realizó utilizando unidades cartográficas (LULC), la proyección espacial de los resultados obtenidos a partir del cálculo de las matrices (**d**), (**e**) y (**f**) ha permitido identificar y cartografiar las áreas con déficit o superávit de SEs a escala regional y local.

En 23 de los 47 municipios del departamento de Tolima existen áreas incluidas dentro de los límites de ENP. Para conocer las diferencias de oferta y demanda de SEs entre las zonas protegidas del área de estudio y las que no lo están, se cuantificó el porcentaje de cada uno de los 17 LULC dentro y fuera de los ENP (Schmitz et al., 2007; De Aranzabal et al., 2009). El análisis se basó en tres conjuntos de datos (Fig. 21): 1) una matriz (**g**) cuyos elementos (g_{ij}) representan el porcentaje de los 17 LULC dentro de los límites de los ENP existentes en

cada uno de los 23 municipios; 2) una matriz (**h**) que contiene los valores porcentuales de los 17 LULC fuera del territorio municipal protegido por los ENP (h_{ij}) y 3) una matriz (**i**) que representa el balance entre la oferta y demanda de SEs por tipo de LULC ("budget matrix"). Sus elementos (i_{ij}) provienen de la sustracción de las matrices de la valoración de expertos de la oferta y la demanda de SEs por tipo de LULC, descritas anteriormente (matrices b y c, respectivamente; Fig. 20). Como resultado de la multiplicación matricial se obtuvieron dos matrices producto (**j**) y (**k**), cuyos elementos (j_{ij} y k_{ij}) representan el balance de la oferta y demanda de SEs dentro y fuera de los ENP.

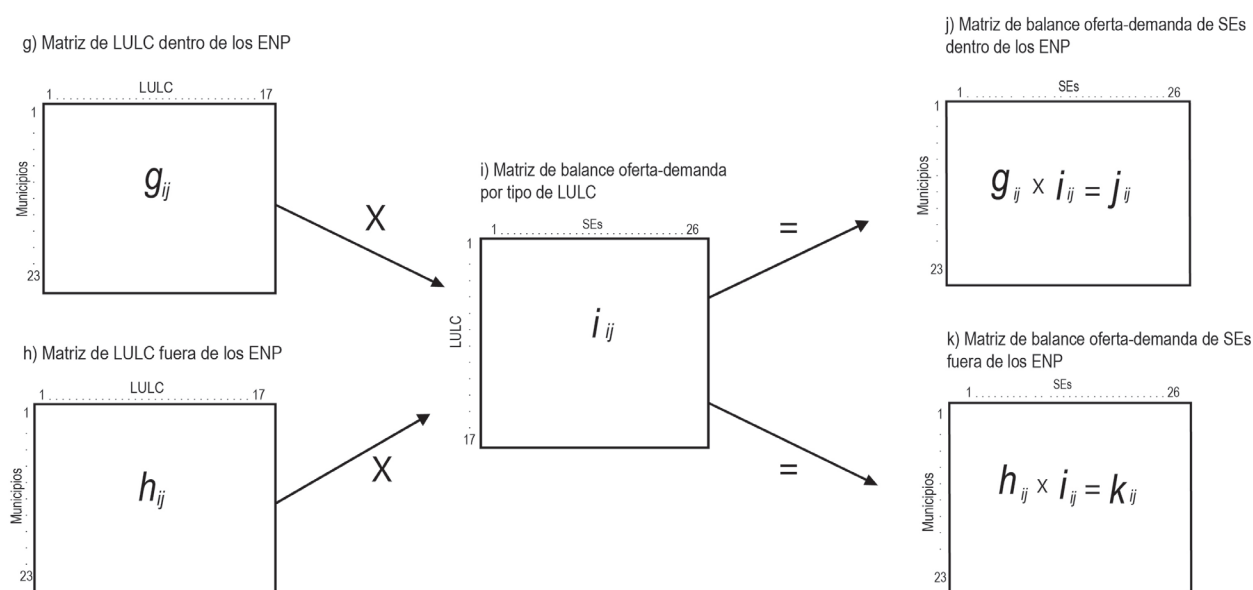


Figura 21. Esquema del procedimiento numérico seguido para cuantificar y expresar espacialmente la interacción de la oferta y la demanda potenciales de SEs dentro y fuera de los límites de los Espacios Naturales Protegidos (ENP). El procedimiento se basó en establecer una relación numérica entre las matrices g y h , que contienen datos cuantitativos (% cobertura) de los 17 tipos de LULC en los 23 municipios del área de estudio en los que se han declarado ENP y la matriz i , que registra los valores del balance entre la oferta y la demanda obtenidos a partir de las valoraciones realizadas por los expertos técnicos ambientales (matrices b y c , en la Fig. 20). Los productos de matrices $g \times i$ y $h \times i$, generan las matrices producto j y k , que contienen el balance de la relación entre la oferta y la demanda de SEs dentro y fuera de los ENP (valores j_{ij} y k_{ij} respectivamente).

Tanto a escala local como de ENP, los valores del balance entre la oferta y la demanda de SEs (equilibrio, déficits y superávits) se clasificaron en rangos mediante el algoritmo natural breaks (Jenks optimization method; Jenks, 1967). Se trata de un método de agrupación de datos diseñado para determinar la mejor disposición de valores en diferentes clases. Las clases obtenidas a partir de su aplicación se basan en agrupaciones naturales inherentes al conjunto de datos considerado en cada caso. Se realiza una categorización en clases cuyos límites se establecen dónde existen diferencias considerables entre los valores de los datos. Así, la categorización realizada mediante este método se caracteriza por reducir la varianza dentro de las clases (agrupación de valores similares) y maximizar la varianza entre clases.

4.3 Resultados

4.3.1 Valoración de la oferta y la demanda de SEs a escala regional

En la valoración de los SEs de Tolima (Fig. 22a, Apéndice 7a) considerando los tipos de LULC, las coberturas naturales, como los páramos, los sistemas riparios, la vegetación basal y andina y los cuerpos de agua, que cubren en conjunto tan sólo el 12,75% del territorio, alcanzan los valores más altos de oferta potencial. Concretamente, las masas de agua (1,45% del territorio) fueron las más valoradas. Los ecosistemas transformados, como las áreas artificializadas, las áreas abiertas, los pastos y la ganadería (37% del territorio), obtuvieron los valores más bajos en la escala relativa de la oferta potencial de SEs. A escala regional, la valoración de la oferta por tipos de LULC y de SEs (Fig. 22b) indica que: i) los servicios de regulación más valorados son los representados por la vegetación andina, la vegetación basal y los páramos; ii) los servicios de provisión que alcanzan valores más altos son los cuerpos de agua y la vegetación subandina, subxerofítica, basal y riparia; iii) los servicios culturales con mayor oferta potencial están representados por los páramos y los cuerpos de agua.

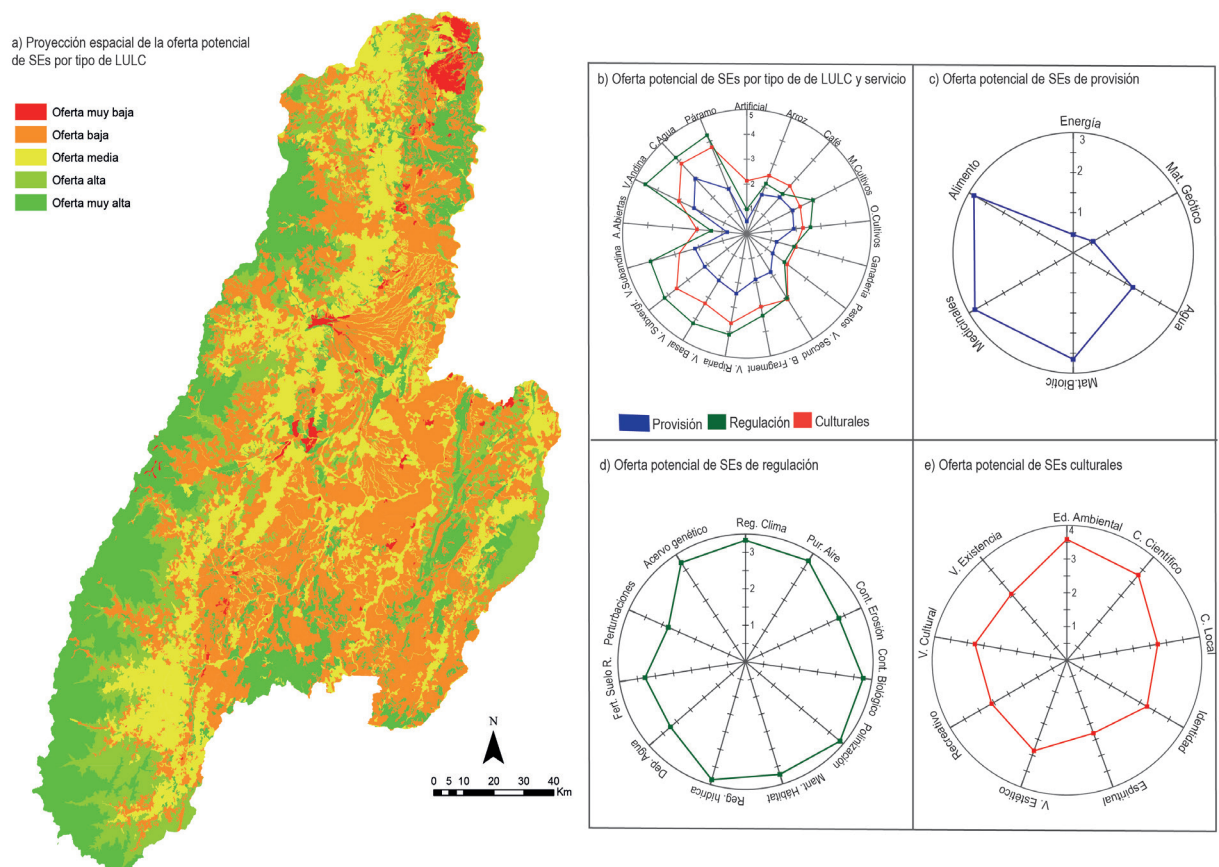


Figura 22. Oferta potencial de SEs en el departamento de Tolima. a) Proyección espacial de la oferta de SEs por tipo de LULC; b) Oferta potencial de SEs por tipo de LULC y de servicio; c) Oferta potencial de SEs de provisión; d) Oferta potencial de SEs de regulación; d) Oferta potencial de SEs culturales.

Comparativamente, los SEs de regulación fueron los mejor valorados, mientras que los SEs de provisión obtuvieron las ponderaciones más bajas, sin excepción (Fig. 22c,d,e). En la valoración de la oferta de los SEs de provisión (Fig. 22c) destaca que el suministro de alimento y los productos medicinales son los más valorados y superan ampliamente la valoración del suministro de agua. En este grupo de SEs el abastecimiento de energía se valoraron con el potencial mínimo. En cuanto a los SEs de regulación (Fig. 22d), su valoración ha sido más homogénea y con puntuaciones elevadas. En este tipo de SEs destaca la valoración de la oferta de los servicios de polinización y regulación hídrica. Respecto a los SEs culturales (Fig. 22e), la educación ambiental, el conocimiento científico, la identidad y el conocimiento local fueron los SEs más valorados, mientras que los valores espirituales y de existencia obtuvieron las puntuaciones más bajas.

La valoración de la demanda de SEs indica que los LULC a los que se ha asignado una puntuación menor son las áreas abiertas, los pastos y la ganadería, que comprenden el 36,4% de territorio. Los mayores valores de demanda potencial corresponden a los páramos y la vegetación subxerofítica, que cubren el 10,5% del territorio (Fig. 23a, Apéndice 7b). Atendiendo a la valoración de la demanda por tipos de LULC y de SEs (Fig. 23b), a diferencia de lo observado en el análisis de la oferta, los servicios culturales obtuvieron los valores más elevados en todos los LULC con la excepción de las áreas abiertas, los pastos y otros cultivos. Es destacable que en 15 de los 17 LULC considerados, la valoración de los SEs de regulación y provisión es muy semejante; sólo en la vegetación andina y otros cultivos la valoración de la demanda potencial de los SEs de regulación supera a la de los servicios culturales y de abastecimiento.

Entre los SEs de provisión (Fig. 23c) es notable la elevada demanda de suministro de agua y materiales bióticos. Los servicios de abastecimiento menos demandados son la energía, el alimento y los productos medicinales. Los SEs de regulación (Fig. 23d) muestran una tendencia homogénea, similar a la obtenida en el análisis de la oferta potencial; los más valorados son los servicios de regulación hídrica y del clima y los relativos al control de la erosión, seguidos por los servicios de purificación del aire, control de perturbaciones y de depuración del agua. La fertilidad del suelo y el acervo genético obtuvieron los menores valores de demanda. Los SEs culturales (Fig. 23e) con mayor demanda potencial son el conocimiento científico y local, seguidos por la educación ambiental. Los valores espirituales y culturales son los servicios menos demandados.

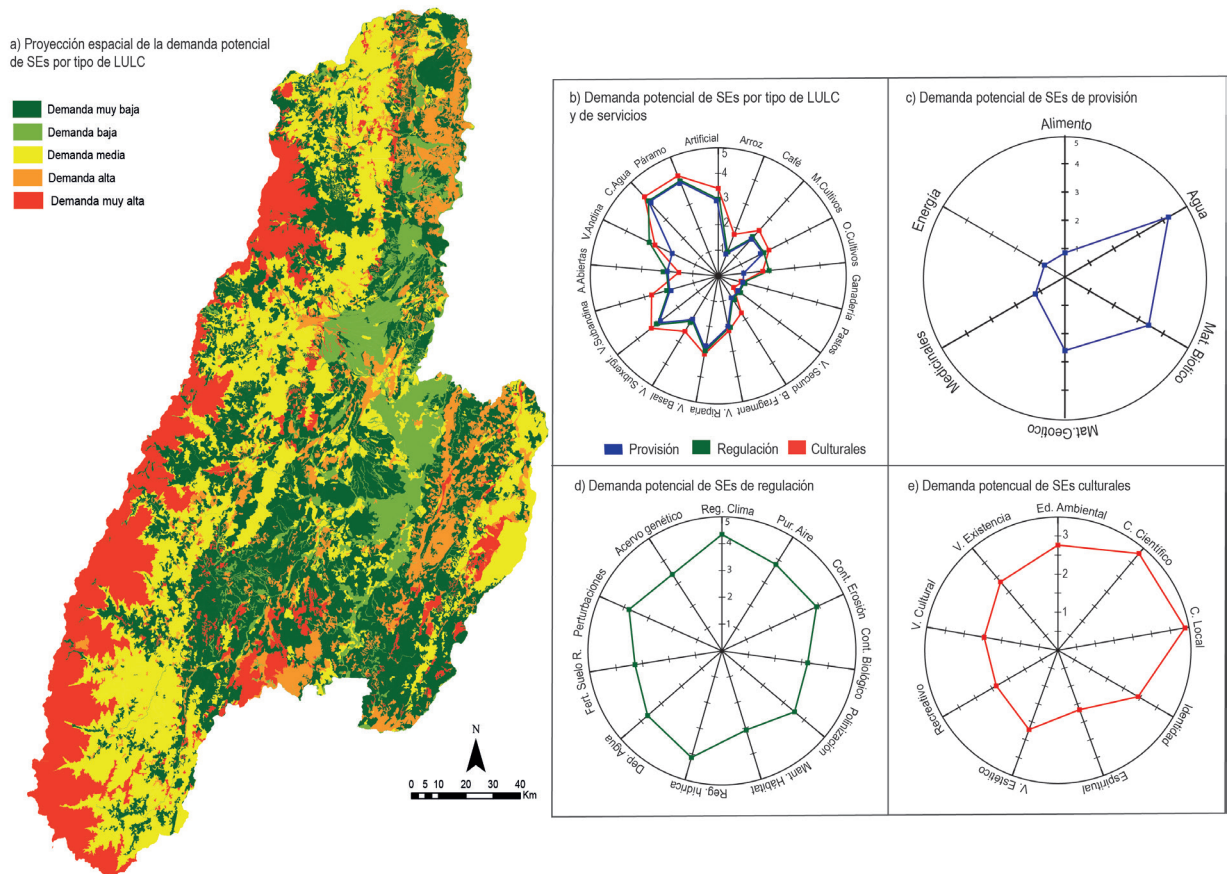


Figura 23. Demanda potencial de SEs en el departamento de Tolima. a) Proyección espacial de la demanda de SEs por tipo de LULC; b) Demanda potencial de SEs por tipo de LULC y de servicio; c) Demanda potencial de SEs de provisión; d) Demanda potencial de SEs de regulación; e) Demanda potencial de SEs culturales.

4.3.2 Interacción oferta-demanda de SEs en el departamento de Tolima

El análisis del balance entre la oferta y la demanda de SEs muestra un acusado déficit de servicios en el área de estudio (Fig. 24a; Apéndice 7c), ya que cerca del 53% de los LULC tienen una oferta potencial menor a su demanda. Los cuerpos de agua, la vegetación secundaria y la basal son los LULC con un mayor superávit (Fig. 24b). Es destacable que en el área de estudio los valores de superávit de servicios son, en general, bajos o muy bajos. LULC tales como las áreas abiertas, la vegetación andina y la vegetación riparia se encuentran cerca del límite de inversión de la relación oferta-demanda analizada. El mayor déficit de servicios (demanda potencial mayor que la oferta) se encuentra en los territorios artificializados, los cultivos de café y arroz y los mosaicos de cultivo (Fig. 24b).

La Figura 25 muestra en detalle la oferta y demanda de SEs y su balance, considerando cada uno de los tipos de LULC analizados. Se puede observar que la gran mayoría de los LULC son deficitarios en cuanto a los SEs de provisión (76,5%) y que el mayor déficit se alcanza en los territorios artificializados, seguido por los páramos y los cultivos de arroz. Los cuerpos de agua ostentan los valores de superávit más elevados (Fig. 25a).

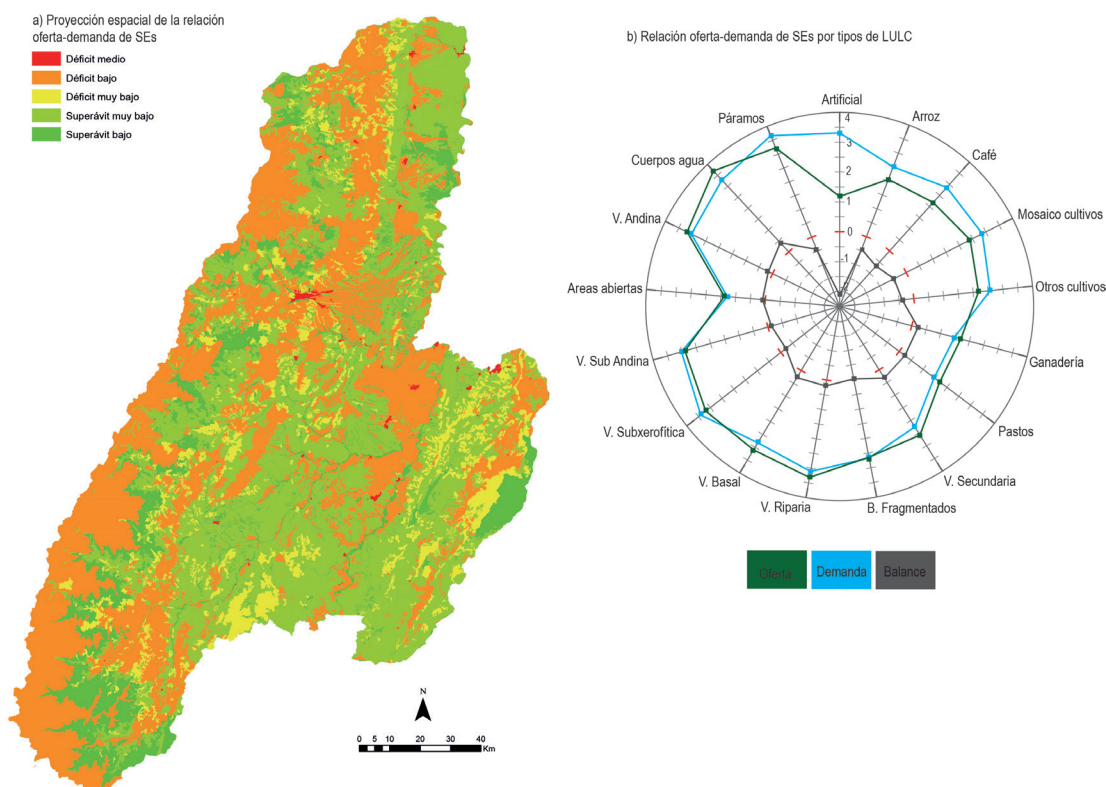


Figura 24. a) Proyección espacial de la interacción entre la oferta y la demanda de servicios en el departamento de Tolima; b) Relación oferta-demanda de SEs por tipos de LULC.

Igualmente, más del 82% de los LULC presenta déficit de SEs de regulación, principalmente los cultivos (café, arroz, mosaicos de cultivos y otros cultivos) y los territorios artificializados. El superávit de este tipo de servicios corresponde únicamente a la vegetación andina y a los cuerpos de agua, aunque ambos con valores bajos (Fig. 25b). En cuanto a los servicios culturales, más del 82% de los LULC son excedentarios, con una oferta potencial superior a su demanda; los valores máximos de superávit los presentan la vegetación secundaria, los pastos y la ganadería. Nuevamente, los territorios artificializados son los usos en los que el balance entre oferta y demanda de servicios, en este caso culturales, obtiene el mayor déficit (Fig. 25c).

4.3.3 Oferta, demanda y balance de SEs a escala municipal

El método utilizado para cuantificar la valoración de la oferta y la demanda de los SEs y de su balance ha permitido realizar un análisis espacialmente explícito a escala local (ver Fig. 20). Así, se puede observar que el 67% de los municipios del área de estudio presentan una oferta potencial de SEs baja (Saldaña, Venadillo, Honda, Alpujarra, Dolores, Ortega, Flandes, Guamo, Coyaima, Valle de San Juan y Espinal), mientras que sólo en un 8,5% la oferta es elevada (Planadas, Rioblanco, Ambalema y Villarica) (Fig. 26a; Apéndice 7a).

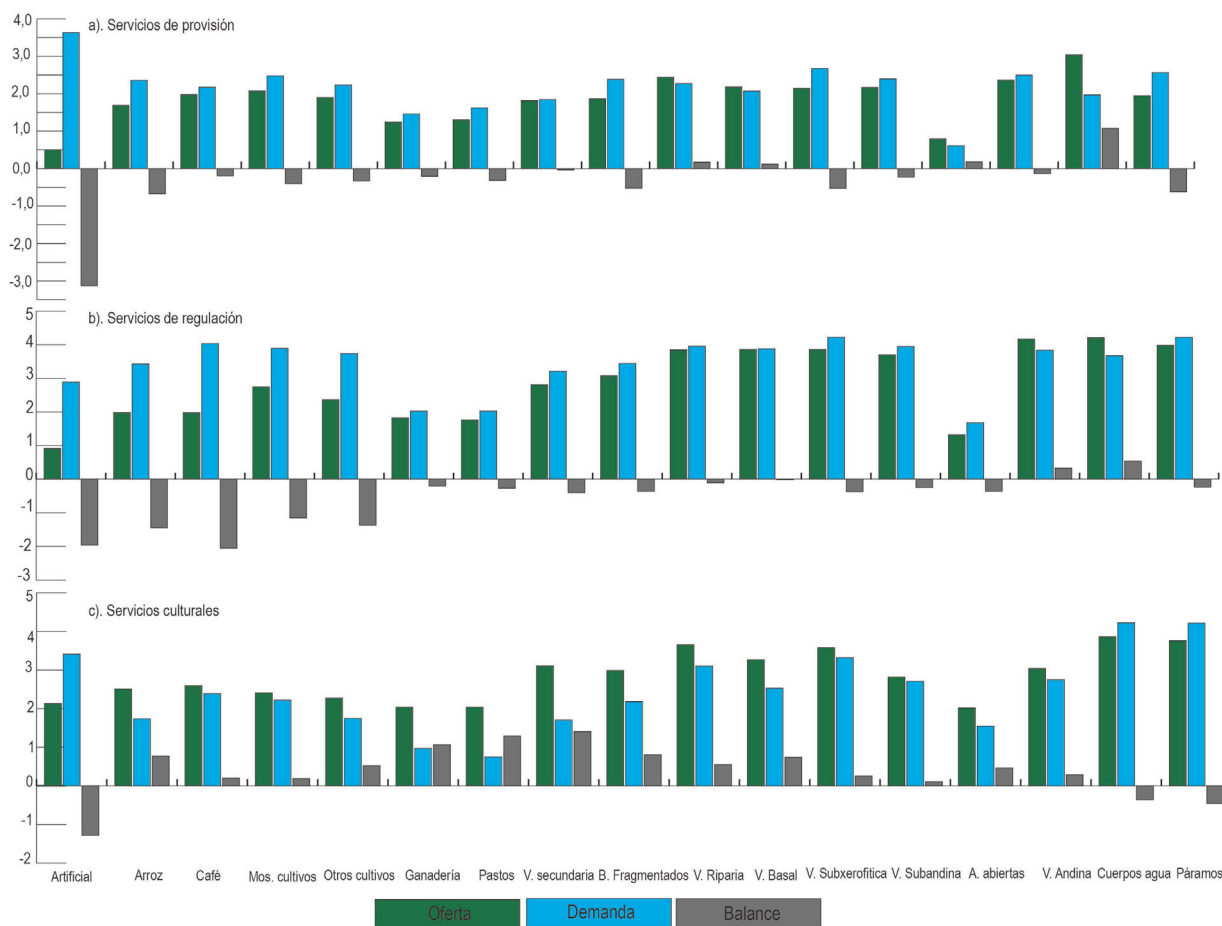


Figura 25. Balance de la relación entre la oferta y la demanda de los SEs del departamento de Tolima por tipo de LULC y de servicio. a) Servicios de provisión; b) Servicios de regulación; c) Servicios culturales.

En cuanto a la demanda de SEs, es potencialmente muy baja en el 20% de los municipios (Dolores, Alpujarra, Honda, Carmen de Apicalá, Ortega, Coyaima, Saldaña, Venadillo y Suarez) y alcanza la máxima categoría en el 10,6% de éstos (Rioblanco, Planadas, Palocabildo, Fresno y Villarrica) (Fig. 26b).

El balance de la relación entre la oferta y demanda de SEs, considerados de forma general, muestra un superávit en el 30% del departamento de Tolima, mientras que el 70% restante presenta un balance deficitario de SEs (la demanda supera a la capacidad de suministro de SEs). El 17% de los municipios presentan valores de déficit de SEs altos o muy altos (Fresno, Palocabildo, Flandes, Espinal, Líbano, Ibagué, Icononzo y Rioblanco) (Fig. 27d). Únicamente tres municipios (Melgar, Ortega y San Luis) tienen un balance equilibrado entre la oferta y demanda de SEs (Fig. 27d). Los rangos de valores correspondientes a las clases del balance general oferta-demanda de SEs se indican en la Apéndice 7.

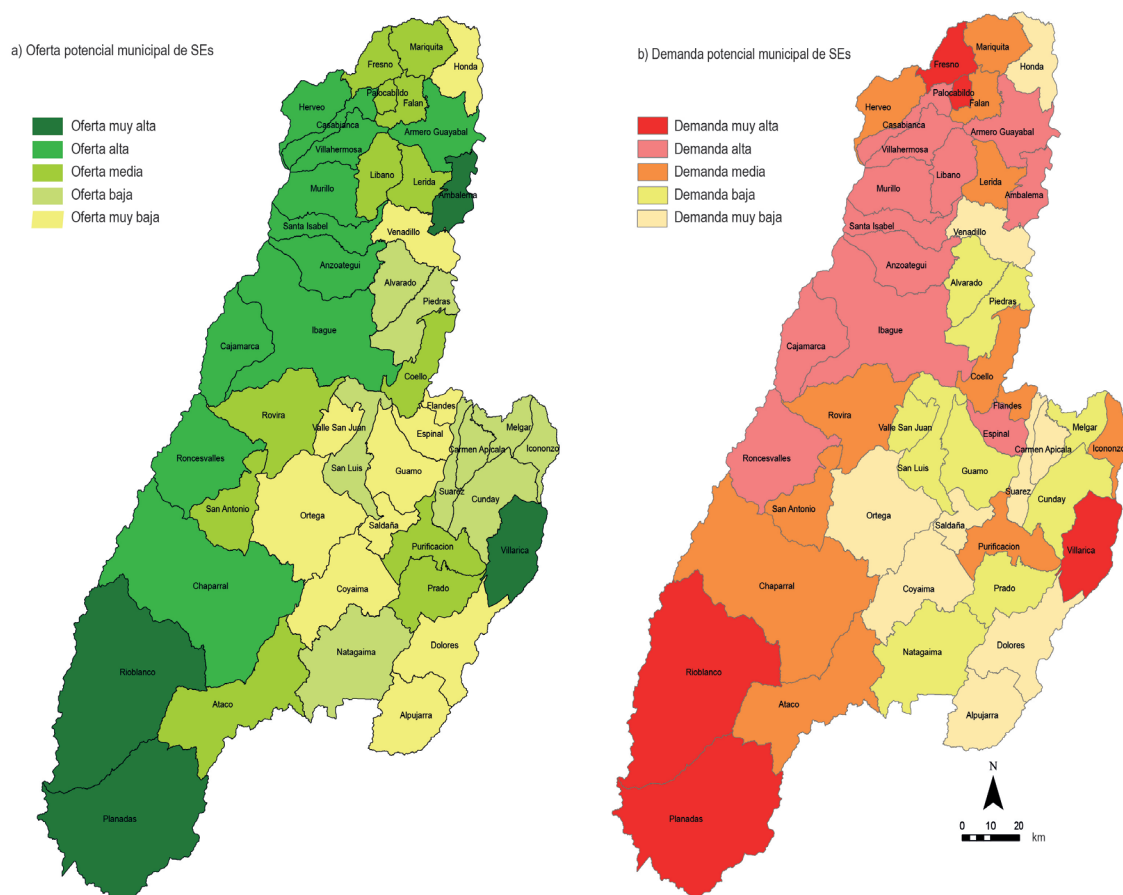


Figura 26. Proyección espacial escala municipal de la oferta y demanda potencial de SEs en el departamento de Tolima. a) Oferta potencial de SEs a escala municipal; b) Demanda potencial de SEs a escala municipal.

Considerando el balance por tipos de SEs, se observa que Ambalema es el único municipio que presenta superávit de SEs de provisión; si bien, su valor es muy bajo (Fig. 27a). Los SEs de regulación son deficitarios en todo el departamento de Tolima (Fig. 27b), mientras que los SEs culturales presentan superávit en todos sus municipios (Fig. 27c). Los rangos de valores correspondientes a las clases del balance oferta-demanda de los SEs de provisión, regulación y culturales se indican en el Apéndice 7c.

4.3.4 Balance oferta-demanda de SEs en los espacios naturales protegidos de Tolima

El análisis del balance oferta-demanda de SEs considerando los ENP de Tolima revela un equilibrio significativamente mayor en las áreas municipales protegidas que en aquellas que se encuentran fuera de los límites de los ENP (Fig. 28a). Los municipios con parte de su superficie declarada como ENP se caracterizan por la predominancia de páramos y vegetación andina y de usos del suelo relacionados con la ganadería y los cultivos tradicionales en mosaico. En estos municipios los usos menos frecuentes son los vinculados a territorios artificializados y cultivos intensivos (Apéndice 8).

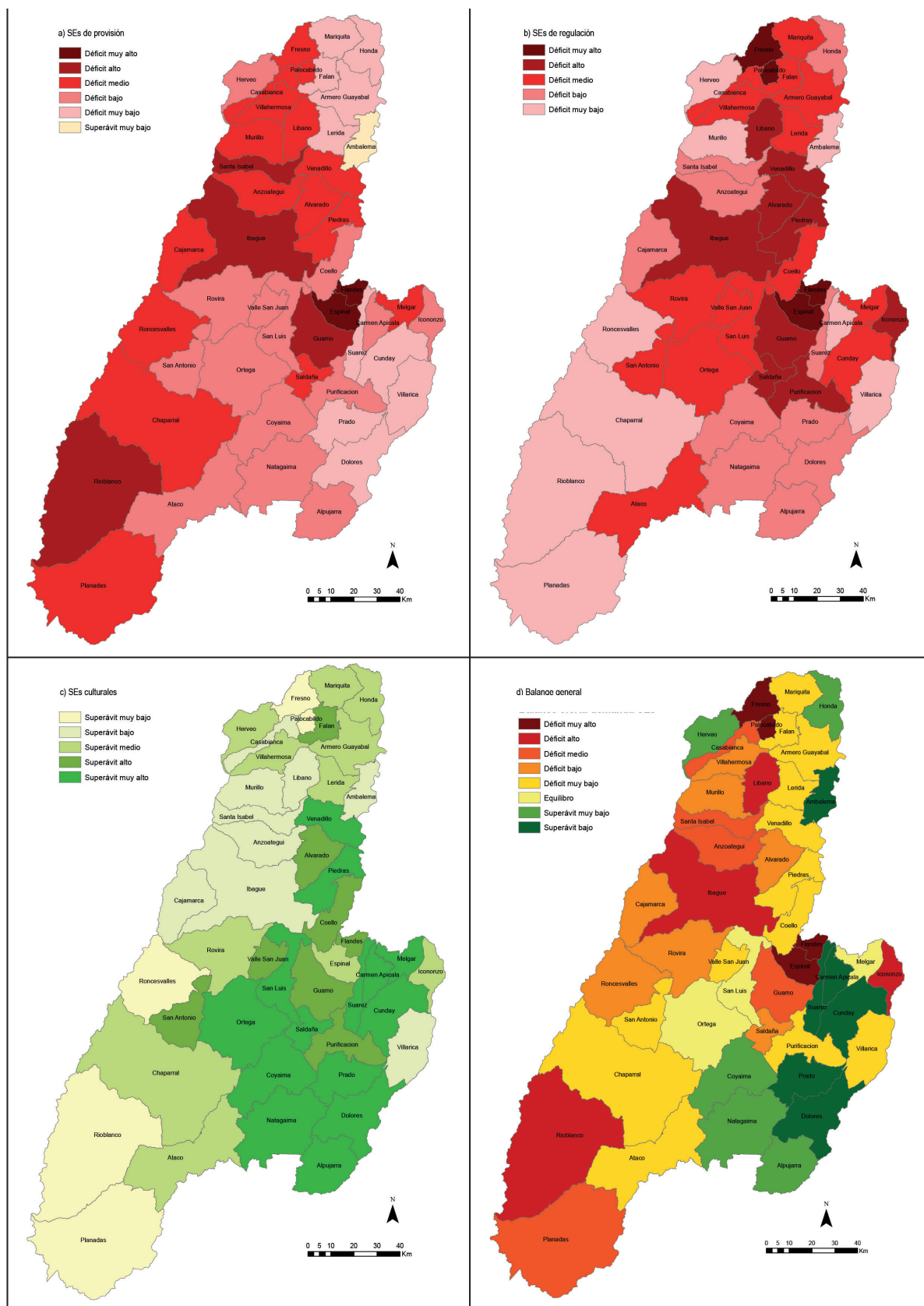


Figura 27. Proyección espacial del balance entre la oferta y demanda potencial de SEs a escala municipal. a) Servicios de provisión; b) Servicios de regulación; c) Servicios culturales; d) Balance promedio.

El balance entre oferta y demanda de SEs calculado considerando las superficies municipales protegidas y las que no lo están, indica que fuera de los límites de los ENP el 50% de los 26 SEs evaluados presentan superávit (oferta mayor que demanda) y son los servicios culturales los que, en conjunto, presentan valores más elevados. Dentro de los ENP el superávit aparece en el 42,3% de los SEs y los valores más altos corresponden a servicios de regulación (Fig. 28a). Considerando el balance oferta-demanda por tipos de SEs, se observa que dentro de los límites de los ENP existe un menor déficit de SEs de suministro que fuera de ellos y que el suministro de alimento y productos medicinales alcanza valores de superávit más elevados en el territorio no protegido (Fig. 28b). En éste, el mayor déficit corresponde a la provisión de agua y materiales geóticos (Fig. 28b).

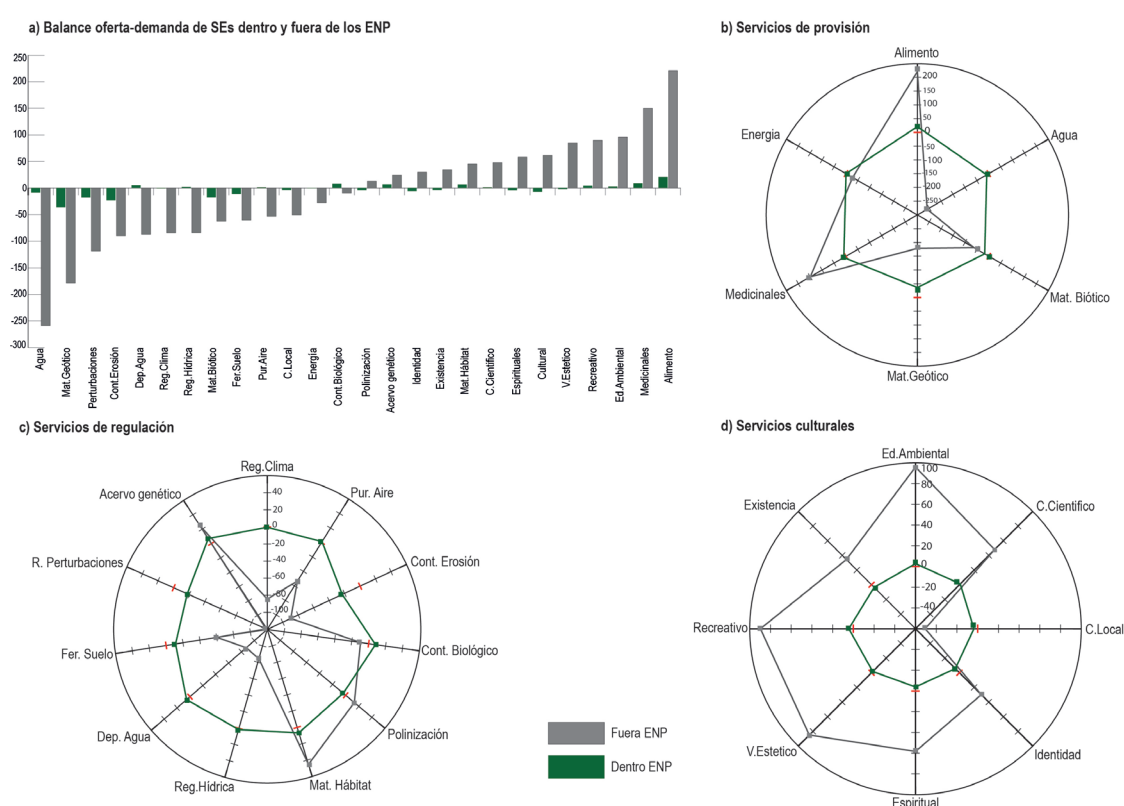


Figura 28. Balance de la relación entre la oferta y la demanda potencial de SEs dentro y fuera de los espacios naturales protegidos. a) Balance oferta-demanda de SEs promedio dentro y fuera de los límites de los ENP; el cálculo se ha realizado, considerando los 23 municipios con ENP en la región; b) Balance de SEs de provisión; c) Balance de SEs de regulación; d) Balance de SEs culturales.

En cuanto a los servicios de regulación, aquellos relacionados con la purificación del aire, la regulación hídrica, la depuración del agua y el control biológico alcanzan superávit dentro de los ENP. Fuera de sus límites el 72% este tipo de servicios es deficitario, exceptuando la polinización que presenta valores excedentarios (Fig. 28c). Los servicios recreativos y de educación ambiental son los SEs culturales con un mayor superávit, tanto dentro como fuera de los ENP. Si bien, el territorio no protegido presenta superávit de SEs culturales, con excepción del conocimiento ecológico local, que es deficitario (Fig. 28d).

La proyección espacial de los resultados considerando los límites municipales (Fig. 29) permite conocer la relación oferta-demanda a escala local. Se observa un balance positivo de SEs (superávit) dentro y fuera de los ENP, únicamente en tres municipios (Natagaima, Prado y Honda; 17,6% del total). En los municipios de Líbano, Alvarado, Mariquita y Venedillo (23,5%) existe superávit de servicios dentro de los ENP y déficit fuera de ellos. Por el contrario, en Roncesvalles, Herveo y Chaparral (17,6%), el déficit de SEs se encuentra dentro de los ENP (Fig. 29). En el resto de municipios (41,2% del total) existe déficit de servicios tanto dentro como fuera de los límites de los ENP. Los rangos de valores correspondientes a las clases obtenidas en el análisis del balance oferta-demanda de los SEs dentro y fuera de los ENP se indican en el Apéndice 9.

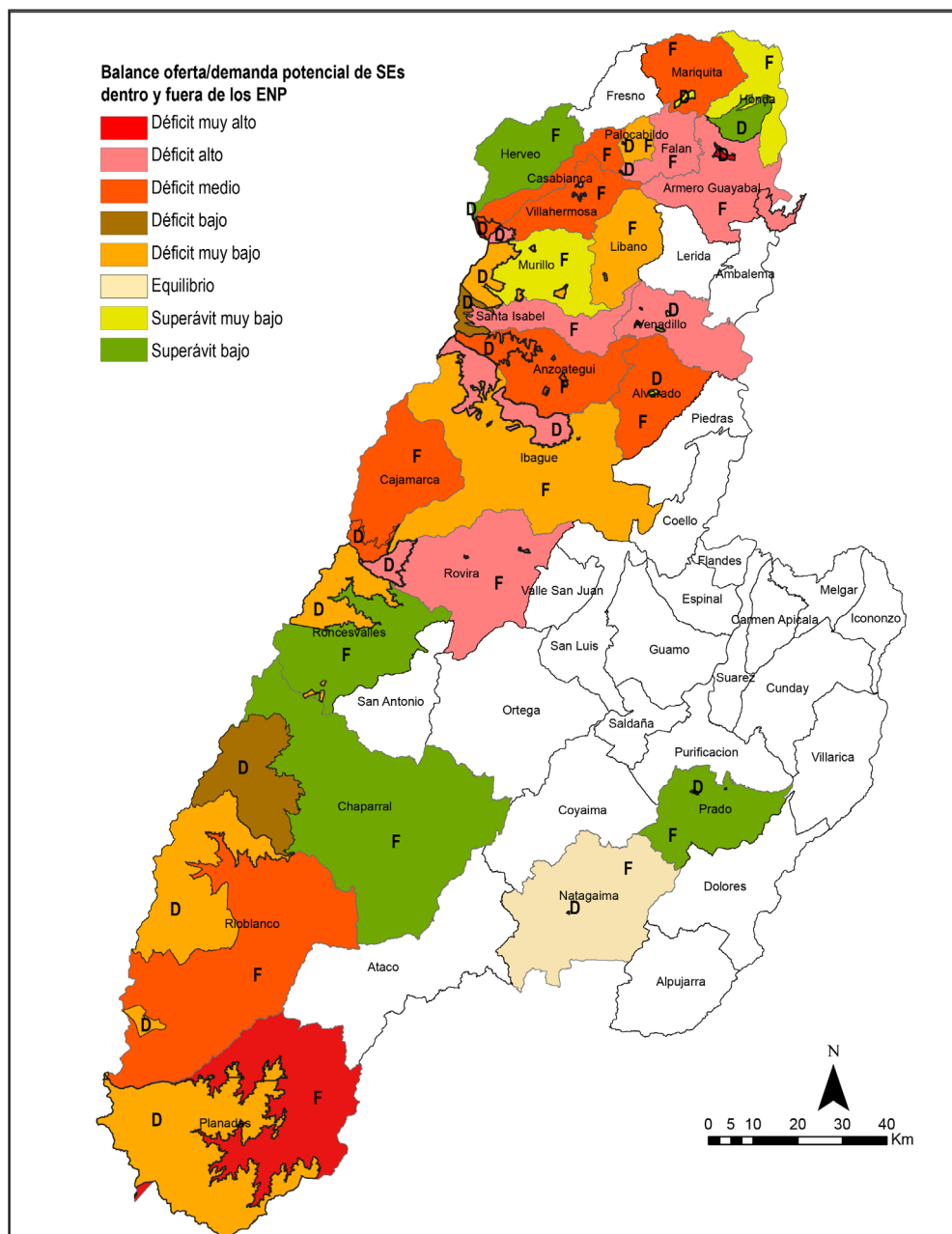


Figura 29. Proyección espacial a escala municipal del balance de la relación entre la oferta y la demanda potencial de SEs, dentro (D) y fuera (F) de los Espacios Naturales Protegidos. El mapa situado en el margen superior derecho de la figura representa los ENP declarados hasta la fecha en el departamento de Tolima.

4.4 Discusión

La valoración y cuatificación de la oferta y demanda potencial de SEs, así como su cartografía, es uno de los aspectos centrales de la planificación socio-ecológica del territorio (Malinga *et al.*, 2015; Geijzendorffer *et al.*, 2015; Goldenberg *et al.*, 2017). En América Latina el conocimiento actual sobre la cantidad, distribución y valoración de los SEs es particularmente limitado (Balvanera *et al.*, 2012; Ruiz-Agudelo y Bello, 2014; Malinga *et al.*, 2015; Bidegain *et al.*, 2019; Quijas *et al.*, 2019), lo que se atribuye tanto a la falta de capacidad y experiencia de las autoridades ambientales en el desarrollo y aplicación de metodologías adecuada para ello (García-Márquez *et al.*, 2017), como a la escasa disponibilidad de series de datos ambientales a diferentes escalas (Jacobs *et al.*, 2015; Rubiano *et al.*, 2017; IPBES, 2018; Clerici *et al.*, 2019). Por esta razón, el uso de *proxys*, como los LULC aquí utilizados, y de aproximaciones basadas en el conocimiento de expertos proporcionan una herramienta útil para la cuantificación espacialmente explícita de los SEs y constituyen el primer paso hacia evaluaciones más complejas y detalladas (Burkhard *et al.*, 2012; Vrebos *et al.*, 2015; Jacobs *et al.*, 2015; Goldenberg *et al.*, 2017; García-Márquez *et al.*, 2017; Dobbs *et al.*, 2018; Chen *et al.*, 2019).

4.4.1 Oferta y demanda de SEs. Potencialidad territorial

Los resultados obtenidos destacan que en el departamento de Tolima los LULC que ostentan una mayor naturalidad representan apenas el 20% de su superficie y, sin embargo, suponen la mayor oferta y demanda potenciales de SEs del territorio (Fig. 22a y Fig. 23a). Aunque la naturalidad de los LULC no constituye un servicio en sí mismo, se asume que a mayor naturalidad un mayor número de servicios podrán ser potencialmente suministrados (Burkhard *et al.*, 2012; García-Márquez *et al.*, 2017). Por el contrario, los LULC altamente modificados se les atribuye una capacidad poco relevante de suministrar SEs, principalmente de regulación y provisión, mientras que su demanda es elevada (Burkhard *et al.*, 2012; Palomo *et al.*, 2013; Schirpke *et al.*, 2017, 2019; Dobbs *et al.*, 2018; Palomo-Campesino *et al.*, 2018; Ferreira *et al.*, 2019). LULC como los páramos, la vegetación andina, subandina y subxerofítica y los cuerpos de agua, poseen la mayor oferta potencial de servicios, en particular de regulación y culturales y un menor potencial de servicios de provisión (Fig. 22). Los resultados obtenidos indican que las masas de agua son uno de los LULC con valores más elevados de oferta potencial de SEs, aunque en concreto el suministro de agua no ha sido el servicio mejor valorado. Esto podría atribuirse a la importancia de los ríos y humedales como ecosistemas que proporcionan no solo recursos hídricos, sino también alimentos y materiales a las comunidades locales y que tienen,

además capacidad para atenuar las consecuencias de eventos naturales, tales como las inundaciones (Cortolima, 1997, 2011; Ricaurte *et al.*, 2017, 2019; IDEAM, 2018). Paralelamente, la valoración más elevada de demanda está relacionada con el suministro de agua y materiales bióticos y geóticos, lo que parece corresponderse con las actuales tendencias de expansión agraria y crecimiento urbano en el país y con la política nacional de implementación de la minería a gran escala, como principales motores de desarrollo económico nacional (Colombia, 2016). Esta orientación en las políticas de desarrollo nacionales ha tenido como consecuencia regional la categorización de la región de Tolima como uno de los departamentos de Colombia donde al menos el 50% de sus municipios son susceptibles al desabastecimiento de agua y en el que los impactos potenciales de la actividad minera podrían afectar al suministro de agua, incrementar la contaminación del aire y conducir a la pérdida de hábitat de determinadas especies, entre otros (IDEAM, 2018; McIntyre *et al.*, 2018; Clerici *et al.*, 2019).

A pesar del grado de transformación de los LULC en el área de estudio, los SEs de regulación obtuvieron valores de oferta potencial elevados. Si bien, la regulación de las perturbaciones, la fertilidad del suelo y la depuración del agua alcanzaron las ponderaciones más bajas. Esto parece indicar el reconocimiento de las alteraciones derivadas de la transformación de las coberturas del suelo y de su uso intensivo (García-Llorente *et al.*, 2016; Rodríguez-Echeverry *et al.*, 2018; Rodríguez-Romero *et al.*, 2018; Liu *et al.*, 2019; Milheiras y Mace, 2019). El departamento de Tolima está calificado como un área de amenaza de erosión hídrica potencial y de transporte elevado de sedimentos, debido a que en esta región se conjugan factores tales como una intensa escorrentía superficial, suelos con alta erodabilidad, acusadas pendientes y amplias áreas con coberturas de cultivos y pastos sin prácticas de conservación del suelo (IDEAM, 2018). El conocimiento de los expertos sobre esta tendencia de afección a los ecosistemas parece verse reflejado en la menor valoración de la oferta potencial de los SEs de provisión, ya que está ampliamente reconocida la necesidad de la interacción entre distintos tipos de servicios, en especial de los de regulación, para la co-producción de SEs (Hein *et al.*, 2016; Quijas *et al.*, 2019). Este es el caso del suministro de alimentos, que depende de la disponibilidad y del flujo del agua, la polinización y la regulación del clima entre otros, así como de procesos sociales locales y regionales (Hein *et al.*, 2016; Goldenberg *et al.*, 2017). Los mayores valores de oferta de SEs culturales los han obtenido el conocimiento científico y la educación ambiental, ambos asociados a LULC naturales, mientras que la valoración más baja corresponde a la oferta de servicios recreativos y espirituales. Esta valoración parece estar relacionada con dos grandes factores: el primero de ellos es la accesibilidad deficiente (medida en distancia y tiempo de transporte)

a zonas con LULC naturales, lo que puede ser un importante impedimento para el disfrute recreativo (García-Márquez *et al.*, 2017; Goldenberg *et al.*, 2017); el segundo factor es la evolución de las relaciones históricas de poder establecidas en el marco del conflicto armado colombiano, que han resultado en que la mayoría de las áreas naturales se encuentren asociadas directamente con zonas de enfrentamiento entre grupos armados legales e ilegales (Ospina, 2006; Ojeda, 2012; Rehm, 2015; Bocarejo y Ojeda, 2016; Berbés-Blázquez *et al.*, 2016; Chan *et al.*, 2016; Devine y Ojeda, 2017; Canavire-Bacarreza *et al.*, 2018). Aunque la situación de conflicto del país tiende al cambio con la implementación del Acuerdo de Paz firmado en 2016, Colombia todavía está lejos de ser un país pacífico, por lo que la posibilidad de implementar dinámicas de restauración ecológica y ecoturismo en el territorio aún se contempla como lejana (Castro-Nunez *et al.*, 2016; Salas-Salazar, 2016; Stevenson, 2017; Kaplan y Nussio, 2018).

Los resultados del análisis a escala municipal destacan que los municipios ubicados en altitudes elevadas del flanco oriental del departamento de Tolima presentan una tendencia de oferta y demanda de SEs muy alta, relacionada con una mayor superficie de LULC naturales y ecosistemas de montaña, mientras que, en los municipios ubicados en altitudes bajas, donde la cobertura natural se encuentra restringida a relictos boscosos y pocas coberturas naturales, la tendencia de oferta potencial de servicios es baja y muy baja. Los ecosistemas de montaña, aunque cubren solo alrededor de una cuarta parte de la superficie total del planeta, constituyen la mitad de los puntos críticos de biodiversidad del mundo, por lo que cada vez están recibiendo más atención debido a la amplia gama e importancia de SEs que prestan (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2011; Schirpke *et al.*, 2017; Gaglio *et al.*, 2017; Huertas-Herrera *et al.*, 2018; IPBES, 2018). Sin embargo, estos ecosistemas son altamente vulnerables a los impactos actuales derivados del cambio global y aún se desconocen sus efectos sobre la capacidad de suministro de SEs (Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2011; Balthazar *et al.*, 2015; Schirpke *et al.*, 2017, 2019; Martín-López *et al.*, 2019b).

El procedimiento metodológico seguido ha demostrado su utilidad para conocer las divergencias o antagonismos espaciales entre la oferta y demanda de servicios y para identificar las zonas en las que son más necesarias acciones de planificación y gestión de los ecosistemas que permitan garantizar un suministro adecuado de SEs (Burkhard *et al.*, 2014; Vrebos *et al.*, 2015; Palomo-Campesino *et al.*, 2018; Quintas-Soriano *et al.*, 2019).

4.4.2 Interacción oferta y demanda de SEs

La cuantificación y el mapeo de la relación entre la oferta y la demanda de SEs es una herramienta que permite identificar de manera holística los compromisos y sinergias establecidos entre los SEs de un territorio, entendidos como complejos socio-ecológicos (Fisher *et al.*, 2009; Burkhard *et al.*, 2012; Kroll *et al.*, 2012; Nedkov y Burkhard, 2012; Schröter *et al.*, 2012; Bastian *et al.*, 2013; Spangenberg *et al.*, 2014; Cord *et al.*, 2017; Goldenberg *et al.*, 2017; Chen *et al.*, 2019). En el departamento de Tolima, el 53% de los LULC presentan un balance de SEs deficitario (demanda de SEs superior a su oferta) asociado principalmente a los usos del suelo transformados. Por ello, el déficit se hace máximo en los territorios artificializados y en los cultivos (Fig. 24a,b; Fig. 25). Este déficit de servicios está relacionado con el desarrollo de la agricultura intensiva, propia de la producción de café y arroz, que posee altos rendimientos pero que implica importantes impactos, tales como la pérdida de hábitat de determinadas especies, la reducción de la fertilidad del suelo, el incremento de la erosión, la contaminación de los recursos hídricos o la pérdida de control biológico (García-Llorente *et al.*, 2016; Goldenberg *et al.*, 2017; Spake *et al.*, 2017; Schröter *et al.*, 2018; Clerici *et al.*, 2019). Al considerar LULC de características más naturales se observa una tendencia hacia el superávit de SEs (oferta superior a la demanda). Sin embargo, las diferencias entre los balances oferta-demanda de los LULC asociados a sistemas agrarios intensivos y los relacionados con sistemas naturales no es muy amplia (Fig. 24b). Este resultado pone en evidencia el riesgo que representa la conversión de los usos del suelo en términos de pérdida de SEs y bienestar humano (Rodríguez *et al.*, 2015; IPBES, 2018; Clerici *et al.*, 2019). Numerosos estudios señalan que ecosistemas singulares, como los páramos, tienen déficit de SEs asociados con la regulación y provisión de agua, el secuestro de carbono y el hábitat de un gran número de especies endémicas, lo que destaca la fragilidad e insostenibilidad de su oferta de SEs (Bonnesoeur *et al.*, 2019; Bremer *et al.*, 2019). A partir del reconocimiento de las áreas de montaña como elementos clave de la oferta de SEs y considerando que su flujo debe asumir grandes distancias hasta las zonas bajas del departamento, se hace necesario establecer esquemas de planificación del paisaje regional que tengan como objetivo la sostenibilidad de los ecosistemas de montaña para mantener el bienestar humano (Kovács *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2019; Pascual *et al.*, 2017; Palomo-Campesino *et al.*, 2018; Martín-López *et al.*, 2019b).

Otro ecosistema de gran interés en Tolima es el bosque seco tropical, caracterizado por vegetación subxerofítica, localizada en altitudes bajas. Este tipo de formación, en la que también se ha identificado déficit de servicios (Figs. 24a,b, 25), está catalogada por la UICN

como “en peligro crítico” (Buzzard *et al.*, 2016; Quijas *et al.*, 2019). En Colombia, el bosque seco tropical muestra una tendencia de rápida transformación a causa de la agricultura, la ganadería, la minería y el desarrollo urbano (Etter *et al.*, 2008; Pizano *et al.*, 2014; Ricaurte *et al.*, 2017; González-M. *et al.*, 2018). Sin embargo, sólo una pequeña superficie de este ecosistema está protegida (Forero-Medina y Joppa, 2010; Bastin *et al.*, 2017). Las consecuencias de estas conversiones son dramáticas, ya que generan impactos negativos sobre la biodiversidad, el funcionamiento de los ecosistemas y sus servicios asociados, en particular SEs de regulación y provisión (Gumbricht *et al.*, 2017, Ricaurte *et al.*, 2017; Maltby, 2018; Quijas *et al.*, 2019).

El déficit de SEs de provisión y regulación a nivel regional denota el uso insostenible del suelo o la priorización de un tipo de servicio a expensas de otros, como los asociados a la producción agrícola y ganadera. Ante esta situación sería aconsejable que los tomadores de decisiones incluyeran aspectos poblacionales, económicos, de mercado y culturales en las políticas ambientales, de forma que se garantice el suministro de SEs (Kroll *et al.*, 2012; García-Llorente *et al.*, 2016; Malinga *et al.*, 2015; Hein *et al.*, 2016; Goldenberg *et al.*, 2017; Geijzendorffer *et al.*, 2018; Chen *et al.*, 2019). Igualmente, se recomienda el desarrollo de líneas de investigación que incluyan la perspectiva de los grupos de actores vinculados al sector productivo que practican una demanda efectiva de los SEs ofertados en el territorio (García-Nieto *et al.*, 2014; Geijzendorffer *et al.*, 2015; Spake *et al.*, 2017; Wei *et al.*, 2017; Turkelboom *et al.*, 2018). A escala municipal, el superávit de SEs presenta valores bajos y muy bajos y se encuentra únicamente en algunos municipios de altitudes bajas (Fig. 27d). Este resultado puede atribuirse al peso de los SEs culturales, que presentan superávit en todos los municipios, a diferencia de los SEs de regulación y provisión, con un balance deficitario. Este predominio de valoración de SEs culturales a nivel municipal, puede estar relacionado con la importancia que se atribuye a la educación ambiental y al conocimiento científico, basados en procesos de aprendizaje sobre principios ecológicos y biofísicos, fundamentales en la transformación de las relaciones hombre-naturaleza (Mocior y Kruse, 2016; Gould *et al.*, 2018). Adicionalmente, aquellas zonas que se caracterizan por su naturalidad o donde se implementan acciones de conservación, son consideradas como áreas con una mayor diversidad, en las que el conocimiento científico se considera como un servicio potencial (Kovács *et al.*, 2015).

4.4.3 Espacios Naturales Protegidos y suministro de SEs

El establecimiento de ENP continúa considerándose en la actualidad como una de las principales respuestas de la sociedad a la pérdida de biodiversidad a nivel mundial (Mathevet *et al.*, 2016). Los objetivos de conservación de los ENP en Colombia corresponden a la visión de la década del 2000, denominada “naturaleza para la sociedad”, en la que se buscaba conservar los valores intrínsecos e instrumentales (servicios) de los ecosistemas y de la biodiversidad desde la lógica de “conservación vs. desarrollo” (Mathevet *et al.*, 2016; Cumming y Allen, 2017; Salerno *et al.*, 2018). Dada su posición geográfica, los Andes colombianos se consideran áreas biodiversas irremplazables y vulnerables, que han sido enmarcadas como prioritarias para la conservación (CBD, 2010; Rodríguez-Rodríguez *et al.*, 2011).

Aunque algunas de estas áreas protegidas están localizadas en las proximidades de los mayores centros poblados del país (Bax y Francesconi, 2019), en un gran número de casos los ENP se han establecido en áreas remotas en las que la principal estrategia de conservación ha sido limitar el impacto de las actividades humanas sobre la biodiversidad. Esto ha favorecido la transformación de las coberturas y usos del suelo fuera de los límites de la protección (Salerno *et al.*, 2018). Inmersos en el conflicto armado en Colombia, los ENP se localizaron principalmente en áreas de montaña, en las que el crecimiento económico es muy bajo, la sensación de inseguridad es alta y las actividades de gestión, en la mayoría de los casos, se limitan a la prohibición de actividades de uso dentro de sus límites, ignorando la matriz territorial en la que se encuentran y provocando su desconexión con la sociedad (Palomo *et al.*, 2013; Kovács *et al.*, 2015; Mathevet *et al.*, 2016; Canavire-Bacarreza *et al.*, 2018; Bax y Francesconi, 2019).

En los ENP de Tolima el régimen de usos es principalmente restrictivo, ya que la estrategia de conservación de estas áreas ha sido la protección estricta y el cese de actividades, favoreciendo así el abandono para promover la regeneración natural de las coberturas vegetales (Salerno *et al.*, 2018; Rincón-Ruiz *et al.*, 2019a). Esto ha propiciado *trade-offs* entre LULC que, en general, no han generado conflictos entre los diferentes actores sociales, ya que gran parte de estas iniciativas de conservación, basadas en la importancia del suministro de SEs para el bienestar de las comunidades locales, gozan de la aceptación social (Kovács *et al.*, 2015). El análisis del balance oferta-demanda de SEs dentro y fuera de los ENP revela la existencia de *trade-offs* entre los SEs de regulación y de provisión, con superávit dentro de las áreas protegidas, y los servicios culturales, con un balance excedentario fuera de

los límites de los ENP (Figs. 28 y 29). Este proceso está promovido por la implementación de las actividades de conservación, que incrementan, entre otros, el mantenimiento del hábitat de determinadas especies, reducen considerablemente la cantidad de SEs derivados del aprovechamiento del suelo y de los bosques y limitan el acceso de las comunidades asentadas en sus áreas de influencia directa (Castro *et al.*, 2015; Kovács *et al.*, 2015; Mathevet *et al.*, 2016). La limitación de uso impuesta a las comunidades locales, por vía normativa o como consecuencia del conflicto armado, ha restringido la oferta potencial de SEs culturales dentro de los ENP, tal como revela el déficit de SEs culturales observado en el 52% de los municipios de Tolima y los valores de superávit bajos o muy bajos en los municipios restantes (Fig. 28d). Aunque a nivel global se ha destacado la importancia de los SEs culturales dentro de los ENP, tanto desde el punto de vista del suministro de experiencias espirituales y de valores estéticos y recreativos como de su aporte a soluciones de conservación sostenibles (MA, 2005; Maciejewski *et al.*, 2015; Plieninger *et al.*, 2015; García-Llorente *et al.*, 2016; Englund Englund *et al.*, 2017), el contexto político y sociocultural del territorio de estudio ha favorecido el balance deficitario de servicios culturales obtenido. Es destacable que entre los servicios culturales únicamente el conocimiento científico y el valor recreativo presentan un balance positivo dentro de los límites de los ENP. Esta interacción oferta-demanda positiva puede atribuirse a que el conocimiento científico se ha considerado como uno de los posibles servicios a suministrar, dadas las condiciones de conservación que ha proporcionado que la situación socio-política derivada del conflicto armado (Canavire-Bacarreza *et al.*, 2018).

Las recientes categorías de ENP declarados en el departamento de Tolima, como los Distritos de Manejo Integrado del Suelo y las Reservas de la Sociedad Civil, tienen objetivos de conservación compatibles con regímenes de usos del suelo dirigidos hacia la producción. Esto abre un nuevo espectro de acciones de manejo integradas que permiten potenciar las sinergias entre servicios y reducir los *trade-offs* (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010; Jacobs *et al.*, 2015). Numerosos estudios realizados a diversas escalas han demostrado la importancia de la protección de los SEs dentro de las redes de ENP. Sin embargo, estas propuestas son aún limitadas, están basadas en determinados ecosistemas de interés particular y generalmente destacan la necesidad de desarrollar metodologías específicas para ampliar su influencia más allá de los límites administrativos (Cumming *et al.*, 2014; Dudley *et al.*, 2014; Castro *et al.*, 2015; Hein *et al.*, 2016). Así se plantea que los ENP se pueden convertir en elementos esenciales del planeamiento territorial que cumplan con los objetivos de conservación regionales y nacionales (Palomo *et al.*, 2013; Armenteras *et al.*, 2015; García-Márquez *et al.*, 2017; Palomo-Campesino *et al.*, 2018; Santos-Martín *et*

al., 2019). La gestión integral de las tramas socio-ecológicas del territorio debería tender a una conservación de los ecosistemas y su biodiversidad que asegure el flujo de SEs, independiente de la categorización del territorio como protegido o no protegido y que tenga en cuenta las áreas en las que se generan SEs y a sus beneficiarios reales, asegurando de esta manera el bienestar humano (Gómez-Baggethun y Ruiz-Pérez, 2011; Palomo *et al.*, 2013; Castro *et al.*, 2015; Cumming y Allen, 2017; Palomo-Campesino *et al.*, 2018; Santos-Martín *et al.*, 2019). Esto requiere tanto de avances en los métodos de cuantificación biofísica y de mapeo, incluyendo los *trade-offs* y sinergias entre los diferentes SEs, como de la interacción entre las entidades gubernamentales de distintos niveles, que comparten no solo la responsabilidad de la conservación de los ecosistemas, sino también la de seleccionar las actividades de gestión que permitan mejorar las interdependencias biofísicas y los requerimientos de los actores sociales (Castro *et al.*, 2015; Kovács *et al.*, 2015; Mathevet *et al.*, 2016; Cumming y Allen, 2017; Santos-Martín *et al.*, 2019).

4.5 Conclusiones

En esta Tesis Doctoral se ha desarrollado una aproximación metodológica que, mediante un enfoque cuantitativo, ha permitido determinar de forma espacialmente explícita la oferta y la demanda de servicios, así como su interacción, a partir del conocimiento y la valoración de expertos en temas ambientales.

Los resultados obtenidos destacan la alta capacidad potencial de los ecosistemas naturales de Tolima, como los páramos, la vegetación andina, la subandina y la subxerofítica, de suministrar servicios y su correspondencia con los valores más elevados de la demanda.

Tanto a escala regional como local, el análisis de la interacción entre la oferta y la demanda de SEs muestra un balance deficitario de servicios de regulación y de provisión, en el que la demanda supera a la capacidad de suministro de servicios, principalmente de aquellos relacionados con los territorios artificializados y con la intensificación agraria. En contraposición a esta tendencia, los servicios culturales son excedentarios en todo el territorio, con una oferta potencial superior a su demanda.

El estudio de la influencia de los ENP sobre el suministro de servicios muestra un balance más equilibrado entre la oferta y la demanda de SEs dentro de las áreas protegidas que fuera de ellas. Así mismo, destaca la existencia de un superávit de servicios de regulación y provisión dentro de los ENP y un déficit fuera de sus límites. En contraposición, en las

áreas no protegidas se observa un superávit de servicios culturales, mientras que en los ENP estos servicios son deficitarios. El superávit de servicios de regulación y provisión y la restricción de la oferta de SEs culturales dentro de los ENP de Tolima está relacionada con el contexto político y sociocultural del territorio que, por vía normativa o como consecuencia del conflicto armado, ha promovido limitaciones de uso a la población rural. El análisis a escala local indica que un importante porcentaje de los municipios de Tolima que contienen ENP dentro de sus límites administrativos son deficitarios en SEs, tanto dentro como fuera de las áreas protegidas. Se puede considerar, por tanto, que los ENP establecidos en Tolima cumplen solo en parte con los objetivos de conservación y provisión de servicios ecosistémicos esenciales para el bienestar humano, propuestos en los documentos técnicos y normativos.

El método desarrollado ha demostrado su utilidad para conocer las divergencias o antagonismos espaciales entre la oferta y demanda de servicios, así como para identificar las zonas en las que son más necesarias acciones vinculadas a procesos de planificación y gestión de los ecosistemas y de conservación de áreas prioritarias. Este procedimiento metodológico facilita el diseño y aplicación de acciones de gestión integradas que permitan potenciar las sinergias entre servicios a diferentes escalas y con diferentes grados de protección del territorio.

- Abelleira Martínez, O.J., A.K. Fremier, S. Gunter, Z. Ramos Bendana, L. Vierling, S.M. Galbraith, N.A. Bosque-Perez, J.C. Ordoñez. 2016. Scaling up functional traits for ecosystem services with remote sensing: concepts and methods. *Ecology and Evolution*, 6(13): 4359–4371. Doi: 10.1002/ece3.2201.
- Aguado, M., J.A. González, K. Bellott, C. López-Santiago, C. Montes. 2018. Exploring subjective well-being and ecosystem services perception along a rural–urban gradient in the high Andes of Ecuador. *Ecosystem Services*, 34: 1–10. Doi: 10.1016/j.ecoser.2018.09.002.
- Ainscough, J., A. de V. Lentsch, M. Metzger, M. Rounsevell, M. Schröter, B. Delbaere, R. de Groot, J. Staes. 2019. Navigating pluralism: Understanding perceptions of the ecosystem services concept. *Ecosystem Services*, 36: 100892. Doi: 10.1016/j.ecoser.2019.01.004.
- Ainscough, J., M. Wilson, J. O. Kenter. 2018. Ecosystem services as a post-normal field of science. *Ecosystem Services*, 31: 93–101. Doi: 10.1016/j.ecoser.2018.03.021.
- Aldana-Domínguez, J., C. Montes, M. Martínez, N. Medina, J. Hahn, M. Duque. 2017. Biodiversity and ecosystem services knowledge in the Colombian Caribbean. *Tropical Conservation Science*, 10: 1–41. Doi: 10.1177/1940082917714229.
- Aldana-Domínguez, J., I. Palomo, J. Gutierrez-Aragón, C. Arnaiz-Schmitz, F. Narvaez, C. Montes. 2019. Assessing the effects of past and future land cover changes in ecosystem services, disservices and biodiversity: A case study in Barranquilla Metropolitan Area (BMA), Colombia. *Ecosystem Services*, 37: 100915. Doi: 10.1016/j.ecoser.2019.100915.
- Armenteras, D., N. Rodríguez, J. Renata. 2015. National and regional relationships of carbon storage and tropical biodiversity. *Biological Conservation*, 192: 378–386. Doi: 10.1016/j.biocon.2015.10.014.
- Asah, S.T. y D.J. Blahna. 2019. Involving stakeholders' knowledge in co-designing social valuations of biodiversity and ecosystem services: Implications for decision making. *Ecosystems*, 1–14. Doi: 10.1007/s10021-019-00405-6.
- Balthazar, V., V. Vanacker, A. Molina, E.F. Lambin. 2015. Impacts of forest cover change on ecosystem services in high Andean mountains. *Ecological Indicators*, 48: 63–75. Doi: 10.1016/j.ecolind.2014.07.043.
- Balvanera, P., M. Uriarte, L. Almeida-Leñero, A. Altesor, F. DeClerck, T. Gardner, J. Hall, A. Lara, P. Laterra, M. Peña-Claros, D.M. Silva Matos, A.L. Vogl, L.P. Romero-Duque, L.F. Arreola, A.P. Caro-Borrero, F. Gallego, M. Jain, C. Little, R. de Oliveira Xavier, J. Paruelo, J.E. Peinado, L. Poorter, N. Ascarrunz, F. Correa, M.B. Cunha-Santino, A.P. Hernandez-Sanchez, M. Vallejos. 2012. Ecosystem services research in Latin America: the state of the art. *Ecosystem Services*, 2: 56–70. Doi: 10.1016/j.ecoser.2012.09.006.
- Barnaud, C., E. Corbera, R. Muradian, N. Salliou, C. Sirami, A. Vialatte, J.-P. Choisis, N. Dendoncker, R. Mathevet, C. Moreau, V. Reyes-García, M. Boada, M. Deconchat, C. Cibien, S. Garnier, R. Maneja, M. Antona. 2018. Ecosystem services, social interdependencies, and collective action: a conceptual framework. *Ecology and Society*, 23(1):15. Doi:10.5751/ES-09848-230115.
- Bastian, O., D. Haase, K. Grunewald. 2012. Ecosystem properties, potentials and services – The EPPS conceptual framework and an urban application example. *Ecological Indicators*, 21: 7–16. Doi: 10.1016/j.ecolind.2011.03.014.
- Bastian, O., R.-U. Syrbe, M. Rosenberg, D. Rahe, K. Grunewald. 2013. The five pillar EPPS framework for quantifying, mapping and managing ecosystem services. *Ecosystem Services*, 4: 15–24. Doi: 10.1016/j.ecoser.2013.04.003.
- Bastin J.F., N. Berrahmouni, A. Grainger, D. Maniatis, D. Mollicone, R. Moore, C. Patriarca, N. Picard, B. Sparrow, E.M. Abraham, K. Aloui, A. Atesoglu, F. Attore, Ç. Bassüllü, A. Bey, M. Garzuglia, L.G. García-Montero, N. Groot, G. Guerin, L. Laestadius, A.J. Lowe, B. Mamane, G. Marchi, P. Patterson, M. Rezende, S. Ricci, I. Salcedo, A. Sánchez-Paus Diaz, F. Stolle, V. Surappaeva, R. Castro. 2017. The extent of forest in dryland biomes. *Science*, 356: 635–638. Doi: 10.1126/science.aam6527.
- Bax, V. y W. Francesconi. 2019. Conservation gaps and priorities in the Tropical Andes biodiversity hotspot: Implications for the expansion of the protected areas. *Journal of Environmental Management*, 232: 387–396. Doi: 10.1016/j.jenvman.2018.11.086.
- Bennett, E.M., G.D. Peterson, L.J. Gordon. 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12: 1394–1404. Doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x
- Berbés-Blázquez, M., J.A. González, U. Pascual. 2016. Towards an ecosystem services approach that addresses social power relations. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 19: 134–143. Doi: 10.1016/j.cosust.2016.02.003.
- Bidegain, I., C. Cerda, E. Catalán, A. Tiroñi, C. López-Santiago. 2019. Social preferences for ecosystem services in a biodiversity hotspot in South America. *PLoS ONE*, 14(4): e0215715. Doi: 10.1371/journal.pone.0215715.
- Birkhofer, K., G.K.S. Andersson, J. Bengtsson, R. Bommarco, J. Dänhardt, B. Ekbom, J. Ekroos, T. Hahn, K. Hedlund, A.M. Jönsson, R. Lindborg, O. Olsson, R. Rader, A. Rusch, M. Stjernman, A. Williams, H.G. Smith. 2018. Relationships between multiple biodiversity components and ecosystem services along a landscape complexity gradient. *Biological Conservation*, 218: 247–253. Doi: 10.1016/j.biocon.2017.12.027.

- Bocarejo, D. y D. Ojeda. 2016. Violence and conservation: Beyond unintended consequences and unfortunate coincidences. *Geoforum*, 69: 176-183. Doi: 10.1016/j.geoforum.2015.11.001.
- Boerema, A., A.J. Rebelo, M.B. Bodi, K.J. Esler, P. Meire. 2017. Are ecosystem services adequately quantified?. *Journal of Applied Ecology*, 54: 358-370. Doi: 10.1111/1365-2664.12696.
- Boillat, S., F.M. Scarpa, J.P. Robson, I. Gasparri, T.M. Aide, A.P. Dutra Aguiar, L.O. Anderson, M. Battistella, M.G. Fonseca, C. Fudemma, H.R. Grau, S-L Mathez-Stiefel, J.P. Metzger, J.P.H. Balbaud Ometto, M.A. Pedlowski, S.G. Perz, V. Robiglio, L. Soler, I. Vieira, E.S. Brondizio. 2017. Land system science in Latin America: challenges and perspectives. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26:37-46. Doi: 10.1016/j.cosust.2017.01.015.
- Bonnesoeur, V., B. Locatelli, M.R. Guariguata, B.F. Ochoa-Tocachic, V. Vanacker, Z. Mao, A. Stokes, S.-L. Mathez-Stiefel. 2019. Impacts of forests and forestation on hydrological services in the Andes: A systematic review. *Forest Ecology and Management*, 433: 569-584. Doi: 10.1016/j.foreco.2018.11.033.
- Bremer, L.L., K.A. Farley, N. DeMaagd, E. Suárez, D. Cárate Tandalla, S. Vasco Tapia, P. Mena Vásconez. 2019. Biodiversity outcomes of payment for ecosystem services: lessons from paramo grasslands. *Biodiversity and Conservation*, 28: 885-908. Doi: 10.1007/s10531-019-01700-3.
- Bryan, B.A., Y. Ye, J. Zhang, J.D. Connor. 2018. Land-use change impacts on ecosystem services value: Incorporating the scarcity effects of supply and demand dynamics. *Ecosystem Services*, 32: 144-157. Doi: 10.1016/j.ecoser.2018.07.002.
- Burkhard, B., F. Kroll, F. Müller, W. Windhorst. 2009. Landscapes' capacities to provide ecosystem services – a concept for land-cover based assessment. *Landscape Online*, 15: 1-22. Doi: 10.3097/LO.200915.
- Burkhard, B., K. Franziska, N. Nedkov, F. Müller. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21: 17-29. Doi: 10.1016/j.ecolind.2011.06.019.
- Burkhard, B., F. Kroll, F. Müller, W. Windhorst. 2014. Ecosystem service potentials, flows and demands-Concepts for spatial localization, indication and quantification. *Landscape Online*, 34: 1-32. Doi: 10.3097/LO.201434.
- Burkhard, B. y J. Maes (Eds). 2017. Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.
- Buzzard, V., C.M. Hulshof, T. Birt, C. Violle, B.J. Enquist. 2016. Re-growing a tropical dry forest: functional plant trait composition and community assembly during succession. *Functional Ecology*, 30:1006-1013. Doi:10.1111/1365-2435.12579.
- Campagne, C.S. y P.K. Roche. 2018. May the matrix be with you! Guidelines for the application of expert-based matrix approach for ecosystem services assessment and mapping. *One Ecosystem*, 3: e24134. Doi: 10.3897/oneeco.3.e24134.
- Campagne, C.S., P.K. Roche, F. Gosselin, L. Tschanz, T. Tatoni. 2017. Expert-based ecosystem services capacity matrices: Dealing with scoring variability. *Ecological Indicators*, 79: 63-72. Doi: 10.1016/j.ecolind.2017.03.043.
- Canavire-Bacarreza, G., J.E. Díaz-Gutierrez, M.M. Hanauer. 2018. Unintended consequences of conservation: Estimating the impact of protected areas on violence in Colombia. *Journal of Environmental Economics and Management*, 89: 46-70. Doi: 10.1016/j.jeem.2018.02.004.
- Castro, A.J., B. Martín-López, E. López, T. Plieninger, D. Alcaraz-Segura, C.C. Vaughn, J. Cabello. 2015. Do protected areas networks ensure the supply of ecosystem services? Spatial patterns of two nature reserve system in semi-arid Spain. *Applied Geography*, 60: 1-9. Doi: 10.1016/j.apgeog.2015.02.012.
- Castro-Nunez, A., O. Mertz, M. Quintero. 2016. Propensity of farmers to conserve forest within REDD+ projects in areas affected by armed-conflict. *Forest Policy and Economics*, 66: 22-30. Doi: 10.1016/j.forpol.2016.02.005
- Cavender-Bares, J., S. Polasky, E. King, P. Balvanera. 2015. A sustainability framework for assessing trade-offs in ecosystem services. *Ecology and Society*, 20(1): 17. Doi: 10.5751/ES-06917-200117.
- CBD. 2010. Biodiversity Target: Goals and Sub-targets. <https://www.cbd.int/2010-target/goals-targets.shtml>
- Cebrián-Piqueras, M.A., L. Karrasch, M. Kleyer. 2017. Coupling stakeholder assessments of ecosystem services with biophysical ecosystem properties reveals importance of social contexts. *Ecosystem Services*, 23: 108-115. Doi: 10.1016/j.ecoser.2016.11.009.
- Chaigneau, T., S. Coulthard, K. Brown, T.M. Daw, B. Schulte-Herbrüggen. 2018. Incorporating basic needs to reconcile poverty and ecosystem services. *Conservation Biology*, 33(3): 655-664. Doi: 10.1111/cobi.13209.
- Chan, K.M.A., A.D. Guerry, P. Balvanera, S. Klain, T. Satterfield, X. Basurto, A. Bostrom, R. Chuenpagdee, R. Gould, B.S. Halpern. 2012. Where are 'cultural' and 'social' in ecosystem services? A framework for constructive engagement. *BioScience*, 62: 744-756. Doi: 10.1525/bio.2012.62.8.7
- Chan, K.M.A, P. Balvanera, K. Benessaiah, M. Chapman, S. Díaz, E. Gómez-Baggethun, R. Gould, N. Hannahs, K. Jax, S. Klain, G.W. Luck, B. Martín-López, B. Muraca, B. Norton, K. Ott, U. Pascual, T. Satterfield, M. Tadaki, J. Taggart, N. Turner. 2016. Why protect nature? Rethinking values and the environment. *Proceedings of the National*

Academy of Sciences, 113 (6): 1462-1465. Doi: 10.1073/pnas.1525002113

Chen, J., B. Jiang, Y. Bai, X. Xu, J. M. Alatalo. 2019. Quantifying ecosystem services supply and demand shortfalls and mismatches for management optimisation. *Science of the Total Environment*, 650: 1426-1439. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.126.

Clerici, N., F. Cote-Navarro, F.J. Escobedo, K. Rubiano, J.C. Villegas. 2019. Spatio-temporal and cumulative effects of land use-land cover and climate change on two ecosystem services in the Colombian Andes. *Science of the Total Environment*, 685: 1181-1192. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.275.

Colombia. 2016. Política Minera de Colombia. Bases para la minería del futuro. Ministerio de Minas y Energía. Bogotá D.C. Abril de 2016. Disponible en: https://www.anm.gov.co/sites/default/files/DocumentosAnm/politica_minera_de_colombia.pdf.

Cord, A.F., B. Bartkowski, M. Beckmann, A. Dittrich, K. Hermans-Neumann, A. Kaim, N. Lienhoop, K. Locher-Krause, J. Priess, C. Schröter-Schlaack. 2017. Towards systematic analyses of ecosystem service trade-offs and synergies: main concepts, methods and the road ahead. *Ecosystem Services*, 28: 264-272. Doi: 10.1016/j.ecoser.2017.07.012.

Cortolima. 1997. Por medio de la cual se declara el agotamiento hídrico de fuentes de recurso hídrico superficial en el municipio de Ibagué, departamento del Tolima.

Cortolima. 2011. Por medio de la cual se declara el agotamiento hídrico de la cuenca del río Coello, en jurisdicción del departamento del Tolima.

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. Oneill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton, M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 (6630): 253-260.

Crossman, N.D., B. Burkhard, S. Nedkov, L. Willemen, K. Petz, I. Palomo, E.G. Drakou, B. Martín-Lopez, T. McPhearson, K. Boyanova, R. Alkemade, B. Egoh, M.B. Dunbar, J. Maes. 2013. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosystem Services*, 4: 4-14. Doi: 10.1016/j.ecoser.2013.02.001.

Cumming, G.S., A. Buerkert, E.M. Hoffmann, E. Schlecht, S. von Cramon-Taubadel, T. Tschardtke. 2014. Implications of agricultural transitions and urbanization for ecosystem services. *Nature*, 515: 50-57. Doi:10.1038/nature13945.

Cumming, G.S. y C.R. Allen. 2017. Protected areas as social-ecological systems: perspectives from resilience and social-ecological system theory. *Ecological Applications*, 27(6): 1709-1717. Doi: 10.1002/eap.1584.

De Aranzabal, I., M.F. Schmitz, F. Díaz Pineda. 2009. Integrating landscape analysis and planning: A multi-scale approach for oriented management of tourist recreation. *Environmental Management*, 44: 938-951. Doi: 10.1007/s00267-009-9371-z.

De Groot, R., L. Brander, S. van der Ploeg, R. Costanza, F. Bernard, L. Braat, M. Christie, N. Crossman, A. Ghermandi, L. Hein, S. Hussain, P. Kumar, A. McVittie, R. Portela, L.C. Rodriguez, P. ten Brink, P. van Beukering. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1 (1): 50-61. Doi: 10.1016/j.ecoser.2012.07.005.

Devine, J. y D. Ojeda. 2017. Violence and dispossession in tourism development: a critical geographical approach. *Journal of Sustainable Tourism*, 25(5): 605-617. Doi: 10.1080/09669582.2017.1293401.

Díaz, S., S. Demissew, J. Carabias, C. Joly, M. Lonsdale, N. Ash, A. Larigauderie, J.R. Adhikari, S. Arico, A. Báldi, et al. 2015. The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 1-16. Doi: 10.1016/j.cosust.2014.11.002.

Díaz, S., U. Pascual, M. Stenseke, B. Martín-López, R.T. Watson, Z. Molnár, R. Hill, K.M. A. Chan, I.A. Baste, K.A. Brauman, S. Polasky, A. Church, M. Lonsdale, A. Larigauderie, P.W. Leadley, A.P.E. van Oudenhoven, F. van der Plaats, M. Schröter, S. Lavorel, Y. Aumeeruddy-Thomas, E. Bukvareva, K. Davies, S. Demissew, G. Erpul, P. Failler, C.A. Guerra, C.L. Hewitt, H. Keune, S. Lindley, Y. Shirayama. 2019. Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359 (6373): 270-272. Doi: 10.1126/science.aap8826.

Dobbs, C., Á. Hernández-Moreno, S. Reyes-Paerke, M.D. Miranda. 2018. Exploring temporal dynamics of urban ecosystem services in Latin America: The case of Bogotá (Colombia) and Santiago (Chile). *Ecological Indicators*, 85: 1068-1080. Doi: 10.1016/j.ecolind.2017.11.062.

Dudley, N., K. MacKinnon, S. Stolton. 2014. The role of protected areas in supplying ten critical ecosystem services in drylands: a review. *Biodiversity*, 15: 1-7. Doi: 10.1080/14888386.2014.928790.

Englund, O., G. Berndes, C. Cederberg. 2017. How to analyse ecosystem services in landscapes—A systematic review. *Ecological Indicators*, 73: 492-504. Doi: 10.1016/j.ecolind.2016.10.009.

Ethan Yang, Y.C., S. Passarelli, R.J. Lovell, C. Ringer. 2018. Gendered perspectives of ecosystem services: A systematic review. *Ecosystem Services*, 31: 58-67. Doi: 10.1016/j.ecoser.2018.03.015.

Etter A., C. McAlpine, H. Possingham. 2008. Historical patterns and drivers of landscape change in Colombia since 1500: A regionalized spatial approach. *Annals of the Association of American Geographers*, 98:1, 2-23. Doi: 10.1080/00045600701733911.

Fagerholm, N., E. Oteros-Rozas, C.M. Raymond, M. Torralba, G. Moreno, T. Plieninger. 2016. Assessing linkages between ecosystem services, land-

use and wellbeing in an agroforestry landscape using public participation GIS. *Applied Geography*, 74: 30e46. Doi: 10.1016/j.apgeog.2016.06.007.

Felipe-Lucía, M.R., B. Martín-López, S. Lavorel, L. Berraquero-Díaz, J. Escalera-Reyes, F.A. Comín. 2015. Ecosystem services flow: why stakeholders' power relationships matter. *PLoS ONE*, 10(7): e0132232. Doi: 10.1371/journal.pone.0132232.

Ferreira, L.M.R., L.S. Esteves, E.P. de Souza, C.A.C. dos Santos. 2019. Impact of the urbanisation process in the availability of ecosystem services in a tropical ecotone area. *Ecosystems*, 22: 266–282. Doi: 10.1007/s10021-018-0270-0

Fisher, B., R.K. Turner, P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68: 643–653. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2008.09.014.

Forero-Medina G. y L. Joppa. 2010. Representation of global and national conservation priorities by Colombia's protected area network. *PLoS ONE*, 5(10): e13210. Doi: 10.1371/journal.pone.0013210.

Fortnam, M., K. Brown, T. Chaigneau, B. Crona, T.M. Daw, D. Gonçalves, C. Hicks, M. Revmatas, C. Sandbrook, B. Schulte-Herbruggen. 2018. The gendered nature of ecosystem services. *Ecological Economics*, 159: 312–325. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2018.12.018.

Fürst, C., S. Frank, A. Witt, L. Koschke, F. Makeschin. 2013. Assessment of the effects of forest land use strategies on the provision of ecosystem services at regional scale. *Journal of Environmental Management*, 127: S96eS116. Doi: 10/1016/j.jenvman.2012.09.020.

Gaglio, M., V.G. Aschonitis, M.M. Mancuso, J.P. Reyes Puig, F. Moscoso, G. Castaldelli, E. A. Fano. 2017. Changes in land use and ecosystem services in tropical forest areas: a case study in Andes mountains of Ecuador. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13(1): 264–279, Doi: 10.1080/21513732.2017.1345980.

García-Llorente, M., A.J. Castro, C. Quintas-Soriano, I. López, H. Castro, C. Montes, B. Martín-López. 2016. The value of time in biological conservation and supplied ecosystem services: A willingness to give up time exercise. *Journal of Arid Environments*, 124: 13–21. Doi: 10.1016/j.jaridenv.2015.07.004.

García-Márquez, J.R., T. Krueger, C.A. Páez, C.A. Ruiz-Agudelo, P. Bejarano, T. Muto, F. Arjona. 2017. Effectiveness of conservation areas for protecting biodiversity and ecosystem services: a multi-criteria approach. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13 (1): 1–13. Doi: 10.1080/21513732.2016.1200672.

García-Nieto, A.P., C. Quintas-Soriano, M. García-Llorente, I. Palomo, C. Montes, B. Martín-López. 2014. Collaborative mapping of ecosys-

tem services: The role of stakeholders' profile. *Ecosystem Services*, 13: 141–152. Doi: 10.1016/j.ecoser.2014.11.006.

Geijzendorffer, I.R., B. Martín-López, P.K. Roche. 2015. Improving the identification of mismatches in ecosystem services assessments. *Ecological Indicators*, 52: 320–331. Doi: 10.1016/j.ecolind.2014.12.016.

Goldenberg, R., Z. Kalantari, V. Cvetkovic, U. Mörtberg, B. Deal, G. Destouni. 2017. Distinction, quantification and mapping of potential and realized supply-demand of flow-dependent ecosystem services. *Science of Total Environment*, 593–594: 599–609. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.03.130

Gómez-Baggethun, E. y M. Ruiz-Pérez. 2011. Economic valuation and the commodification of ecosystem services. *Progress in Physical Geography Earth and Environment*, 35, 613–628. Doi: 10.1177/0309133311421708.

González-M. R., G. Hernando, P. Isaacs, H. Cuadros, R. López-Camacho, N. Rodríguez, K. Pérez, F. Mijares, A. Castaño-Naranjo, R. Jurado, A. Idarraga-Piedrahita, A. Rojas, H. Vergara, C. Pizano. 2018. Disentangling the environmental heterogeneity, floristic distinctiveness and current threats of tropical dry forests in Colombia. *Environmental Research Letters*, 13: 045007. Doi: 10.1088/1748-9326/aaad74.

Gould, R.K., K. Coleman, S.B. Gluck. 2018. Exploring dynamism of cultural ecosystems services through a review of environmental education research. *Ambio*, 47:869–883. Doi: 10.1007/s13280-018-1045-8.

Grêt-Regamey, A., B. Weibel, F. Kienast, S.-E. Rabe, G. Zulian. 2015. A tiered approach for mapping ecosystem services. *Ecosystem Services*, 13: 16–27. Doi: 10.1016/j.ecoser.2014.10.008.

Gumbrecht T., R.M. Roman-Cuesta, L. Verchot, M. Herold, F. Wittmann, E. Householder, N. Herold, D. Murdiyarso. 2017. An expert system model for mapping tropical wetlands and peatlands reveals South America as the largest contributor. *Global Change Biology*, 23:3581–3599. Doi: 10.1111/gcb.13689.

Haines-Young, R. y M. Potschin. 2016. Defining and measuring ecosystem services. In: Potschin, M., Haines-Young, R., Fish, R. and Turner, R.K. (eds) *Routledge Handbook of Ecosystem Services*. Routledge, London and New York, pp. 25–44. Available from: <http://www.routledge.com/books/details/9781138025080/>

Harrison, P.A., R. Dunford, D.N. Barton, E. Kelemen, B. Martín-López, L. Norton, M. Termansen, H. Saarikoski, K. Hendriks, E. Gómez-Baggethun, B. Czucz, M. García-Llorente, D. Howard, S. Jacobs, M. Karlsen, L. Kopperoinen, A. Madsen, G. Rush, M. van Eupen, P. Verweij, R. Smith, D. Tuomasjukka, G. Zulian. 2018. Selecting methods for ecosystem services assessment: A decision tree approach. *Ecosystem Services*, 29: 481–498. Doi: 10.1016/j.ecoser.2017.09.016.

- Hein, L., C.S.A. K. van Koppen, E.C. van Ierland, J. Leidekker. 2016. Temporal scales, ecosystem dynamics, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecosystem services*, 21: 109-119. Doi: 10.1016/j.ecoser.2016.07.008.
- Herrero-Jáuregui, C., C. Arnaiz-Schmitz, L. Herrera, S.M. Smart, C. Montes, F.D. Pineda, M.F. Schmitz. 2019. Aligning landscape structure with ecosystem services along an urban-rural gradient. Trade-offs and transitions towards cultural services. *Landscape Ecology*, 34:1525-1545. Doi: 10.1007/s10980-018-0756-3.
- Hevia, V., B. Martín-López, S. Palomo, M. García-Llorente, F. de Bello, J.A. González. 2017. Trait-based approaches to analyze links between the drivers of change and ecosystem services: Synthesizing existing evidence and future challenges. *Ecology and Evolution*, 1-14. Doi: 10.1002/ece3.2692.
- Huertas-Herrera, A., J.M. Cellini, M. Barrera, M.V. Lencinas, G. Martínez Pastura. 2018. Environment and anthropogenic impacts as main drivers of plant assemblages in forest mountain landscapes of Southern Patagonia. *Forest Ecology and Management*, 430(15): 380-393. Doi: 10.1016/j.foreco.2018.08.033.
- IDEAM, 2015. Memoria Técnica del Mapa de Ecosistemas Continentales, Marinos y Costeros 2005 - 2009.
- IDEAM, 2018. Reporte de avance del Estudio Nacional del Agua ENA 2018. Bogotá, D.C., 2018.
- IPBES, 2015. Guide regarding diverse conceptualization of multiple values of nature and its benefits, including biodiversity and ecosystem functions and services, IPBES 15 Deliverable 3 (d).
- IPBES. 2018. Plenario de la Plataforma Intergubernamental Científico-normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas Sexto período de sesiones Medellín (Colombia), 18 a 24 de marzo de 2018 Informe del Plenario de la Plataforma Intergubernamental Científico-normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas sobre la labor realizada en su sexto período de sesiones.
- Jacobs, S., B. Burkhard, T. van Daele, J. Staes, A. Schneiders. 2015. "The matrix reloaded": A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. *Ecological Modelling*, 295: 21-30. Doi: 10.1016/j.ecolmodel.2014.08.024.
- Jacobs, S., N. Dendoncker, B. Martín-López, D. N. Barton, E. Gomez-Baggethun, F. Boeraeve, F.L. McGrath, K. Vierikko, D. Geneletti, K.J. Sevecke, N. Pipart, E. Primmer, P. Mederly, S. Schmidt, A. Aragão, H. Baral, R.H. Bark, T. Briceno, D. Brogna, P. Cabral, R. De Vreese, C. Liqueite, H. Mueller, K.S.H. Peh, A. Phelan, A.R. Rincón, S.H. Rogers, F. Turkelboom, W. Van Reeth, B.T. van Zanten, H.K. Wam, C.L. Washbourn. 2016. A new valuation school: integrating diverse values of nature in resource and land use decisions. *Ecosyst. Serv.*, 22: 213-220. Doi: 10.1016/j.ecoser.2016.11.007.
- Jenks, G.F. 1967. The Data Model Concept in Statistical Mapping. *International Yearbook of Cartography*, 7:186-190.
- Kaplan, O. y E. Nussio. 2018. Explaining recidivism of ex-combatants in Colombia. *Journal of Conflict Resolution*, 62(1): 64-93. Doi: 10.1177/0022002716644326.
- Kelemen, E., M. García-Llorente, G. Pataki B. Martín, López, E. Gómez-Baggethun. 2016. Non-monetary techniques for the valuation of ecosystem service. In: Potschin, M. and K. Jax (eds): *OpenNESS Ecosystem Services Reference Book*. EC FP7 Grant Agreement no. 308428. Available via: www.openness-project.eu/library/reference-book
- Kok, M.T.J., K. Kok, G.D. Peterson, R. Hill, J. Agard, S.R. Carpenter. 2017. Biodiversity and ecosystem services require IPBES to take novel approach to scenarios. *Sustainability Sciences*, 12: 177-181. Doi:10.1007/s11625-016-0354-8.
- Kovács, E., E. Kelemen, Á. Kalóczkai, K. Margóczy, G. Pataki, J. Gébert, G. Málovics, B. Balázs, Á. Roboz, E. Krasznai, B. Mihók. 2015. Understanding the links between ecosystem services trade-offs and conflicts in protected areas. *Ecosystem Services*, 12: 117-127. Doi: 10.1016/j.ecoser.2014.09.012.
- Kroll, F., F. Müller, D. Haase, N. Fohrer. 2012. Rural-urban gradient analysis of ecosystem services supply and demand dynamics. *Land Use Policy*, 29: 521-535. Doi: 10.1016/j.landusepol.2011.07.008.
- Laterra, P., L. Nahuelhual, M. Vallejos, L. Berrouet, E. Arroyo Pérez, L. Enrico, C. Jiménez-Sierra, K. Mejía, P. Meli, A. Rincón-Ruiz, D. Salas, J. Špiric, J.C. Villegas, C. Villegas-Palacio. 2019. Linking inequalities and ecosystem services in Latin America. *Ecosystem Services*, 36: 100875. Doi: 10.1016/j.ecoser.2018.12.001.
- Lavorel, S., K. Grigulis, P. Lamarque, M.-P. Colace, D. Garden, J. Girel, G. Pellet and R. Douzet. 2011. Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. *Journal of Ecology*, 99: 135-147. Doi: 10.1111/j.1365-2745.2010.01753.x
- Liu, W., J. Zhan, F. Zhao, H. Yan, F. Zhang, X. We. 2019. Impacts of urbanization-induced land-use changes on ecosystem services: A case study of the Pearl River Delta Metropolitan Region, China. *Ecological Indicators*, 98: 228- 238. Doi: 10.1016/j.ecolind.2018.10.054.
- Locatelli, B., S. Lavorel, S. Sloan, U. Tappeiner, D. Geneletti. 2017. Characteristic trajectories of ecosystem services in mountains. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15 (3): 150-159. Doi: 10.1002/fee.1470.
- Lu, N., M. Wang, B. Ning, D. Yu, B. Fu. 2018. Research advances in ecosystem services in drylands under global environmental changes. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 33:92-98. Doi: 10.1016/j.cosust.2018.05.004.

Maes, J., B. Egoh, L. Willemen, C. Liqueste, P. Vihervaara, J.P. Schägner, B. Grizzetti, E.G. Drakou, A.L. Notte, G. Zulian, F. Bouraoui, M. Luisa Paracchini, L. Braat, G. Bidoglio. 2012. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem Services*, 1: 31–39. Doi: 10.1016/j.ecoser.2012.06.004.

Maes J., A. Teller, M. Erhard, C. Liqueste, L. Braat, P. Berry, B. Egoh, P. Puydarrieux, C. Fiorina, F. Santos, M.L. Paracchini, H. Keune, H. Wittmer, J. Hauck, I. Fiala, P.H. Verburg, S. Condé, J.P. Schägner, J. San Miguel, C. Estreguil, O. Ostermann, J.I. Barredo, H. M. Pereira, A. Stott, V. Laporte, A. Meiner, B. Olah, E. Royo Gelabert, R. Spyropoulou, J.E. Petersen, C. Maguire, N. Zal, E. Achilleos, A. Rubin, L. Ledoux, C. Brown, C. Raes, S. Jacobs, M. Vandewalle, D. Connor, G. Bidoglio. 2013. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. Publications office of the European Union, Luxembourg.

Maciejewski, K., A. De Vos, G.S. Cumming, C. Moore, D. Biggs. 2015. Cross-scale feedbacks and scale mismatches as influences on cultural services and the resilience of protected areas. *Ecological Applications*, 25(1): 11–23. Doi: 10.1890/13-2240.1.

Malinga, R., L.J. Gordon, G. Jewitt, R. Lindborg. 2015. Mapping ecosystem services across scales and continents—A review. *Ecosystem Services*, 13: 57–63. Doi: 10.1016/j.ecoser.2015.01.006.

Maltby E. 2018. Functional assessment of wetlands. In: Finlayson, C.M., Everard M, Irvine K, McInnes R, Middleton B, Dam A van, Davidson NC (eds) *The Wetland Book*. Springer Science+Business, p 1739–1740.

Martín-López, B., J.A. González, S. Vilardy. 2012. Guía docente de Ciencias de la Sostenibilidad. Universidad del Magdalena, Universidad Autónoma de Madrid, Instituto de Investigaciones Biológicas Alexander von Humboldt y Centro de Estudios de América Latina – Banco Santander.

Martín-López, B. y C. Montes. 2015. Restoring the human capacity for conserving biodiversity: a social–ecological approach. *Sustainability Science*, 10:699–706. Doi: 10.1007/s11625-014-0283-3.

Martín-López, B., M.R. Felipe-Lucia, E.M. Bennett, A. Norström, G. Peterson, T. Plieninger, C.C. Hicks, F. Turkelboom, M. García-Llorente, S. Jacobs, S. Lavorel, B. Locatelli. 2019a. A novel telecoupling framework to assess social relations across spatial scales for ecosystem services research. *Journal of Environmental Management*, 241: 251–263. Doi: 10.1016/j.envman.2019.04.029.

Martín-López, B., I. Leister, P. Lorenzo Cruz, I. Palomo, A. Grêt-Regamey, P.A. Harrison, S. Lavorel, B. Locatelli, S. Luque, A. Walz. 2019b. Nature's contributions to people in mountains: A review. *PLoS ONE*, 14(6): e0217847. Doi: 10.1371/journal.pone.0217847.

Martínez-Harms, M.J. y P. Balvanera. 2012. Methods for mapping ecosystem service supply: a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 8:1–2, 17–25. Doi: 10.1080/21513732.2012.663792.

Martínez-Harms, M.J., S. Gelcich, R.M. Krug, F.J.F. Maseyk, H. Moersberger, A. Rastogi, G. Wambugu, C.B. Krug, E.M. Spehn, U. Pascual. 2018. Framing natural assets for advancing sustainability research: translating different perspectives into actions. *Sustainability Science*, 13:1519–1531. Doi: 10.1007/s11625-018-0599-5.

Mathevet, R., J.D. Thompson, C. Folke, F.S. Chapin III. 2016. Protected areas and their surrounding territory: socioecological systems in the context of ecological solidarity. *Ecological Applications*, 26(1): 5–16. Doi: 10.1890/14-0421.1.

McIntyre, N., M. Angarita, N. Fernandez, L.A. Camacho, J. Pearse, C. Huguet, O.J. Restrepo Baena, J. Ossa-Moreno. 2018. A framework for assessing the impacts of mining development on regional water resources in Colombia. *Water*, 10 (3), 268. Doi: 10.3390/w10030268.

Mehring, M., E. Ott, D. Hummel. 2018. Ecosystem services supply and demand assessment: Why so cial-ecological dynamics matter. *Ecosystem Services*, 30: 124–125. Doi: 10.1016/j.ecoser.2018.02.009.

Milheiras, S.G. y G.M. Mace. 2019. Assessing ecosystem service provision in a tropical region with high forest cover: Spatial overlap and the impact of land use change in Amapá, Brazil. *Ecological Indicators*, 99: 12–18. Doi: 10.1016/j.ecolind.2018.12.013.

Millenium Ecosystem Assessment (MA). 2005. Ecosystem and Human Well-Being: Global Assessment Reports. Vols. 1–3. Island Press, Washington, D.C.

Mocior, E. y M. Kruse. 2016. Educational values and services of ecosystems and landscapes—An overview. *Ecological Indicators*, 60: 137–151. Doi: 10.1016/j.ecolind.2015.06.031

Mori, A.S., K.P. Lertzman, L. Gustafsson. 2017. Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: a research agenda for applied forest ecology. *Journal of Applied Ecology*, 54: 12–27. Doi: 10.1111/1365-2664.12669

Nedkov, S., y B. Burkhard. 2012. Flood regulating ecosystem services-Mapping supply and demand, in the Etropole municipality, Bulgaria. *Ecological Indicators*, 21: 67–79. Doi: 10.1016/j.ecolind.2011.06.022.

Nieto-Romero M., E. Oteros-Rozas, J.A. González, B. Martín-López. 2014. Exploring the knowledge landscape of ecosystem services assessments inMediterranean agroecosystems: Insights for future research. *Environmental Science and Policy*, 37: 121–133. Doi: 10.1016/j.envsci.2013.09.003.

Nikodinoska, N., A. Paletto, F. Pastorella, M. Granvik, P.P. Franzese. 2018. Assessing, valuing and mapping ecosystem services at city level: The case of Uppsala (Sweden). *Ecological Modelling*, 368: 411–424. Doi: 10.1016/j.ecolmodel.2017.10.013.

Norgaard, R.B. 2010. Ecosystem services: from eye-opening metaphor to complexity blinder. *Ecological Economics*, 69: 1219–1227. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2009.11.009.

Ojeda, D. 2012. Green pretexts: ecotourism, neoliberal conservation and land grabbing in Tayrona National Natural Park, Colombia. *Journal of Peasant Studies*, 39(2): 357–375. Doi: 10.1080/03066150.2012.658777.

Orsi, F., D. Geneletti, A.C. Newton. 2011. Towards a common set of criteria and indicators to identify forest restoration priorities: An expert panel-based approach. *Ecological Indicators*, 11: 337–347. Doi: 10.1016/j.ecolind.2010.06.001.

Ospina, G.A. 2006. War and ecotourism in the National Parks of Colombia: Some reflections on the public risk and adventure. *International Journal of Tourism Research*, 8: 241–246. Doi: 10.1002/jtr.572.

Palomo, I., B. Martín-López, C. López-Santiago, C. Montes. 2011. Participatory scenario planning for protected areas management under the ecosystem services framework: The Doñana social-ecological system in Southwestern Spain. *Ecology and Society*, 16 (1): 23. URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol16/iss1/art23/>.

Palomo, I., B. Martín-López, M. Potschin, R. Haines-Young, C. Montes. 2013. National parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flow. *Ecosystem Services*, Doi: 10.1016/j.ecoser.2012.09.001.

Pataki, J. Gébert, G. Málovics, B. Balázs, Á. Roboz, E. Krasznai, B. Mihók. 2015. Understanding the links between ecosystem services trade-offs and conflicts in protected areas. *Ecosystem Services*, 12: 117–127. Doi: 10.1016/j.ecoser.2014.09.012.

Palomo-Campesino, S., I. Palomo, J. Moreno, J.A. González. 2018. Characterising the rural-urban gradient through the participatory mapping of ecosystem services: insights for landscape planning. *One Ecosystem*, 3: e24487. Doi: 10.3897/oneeco.3.e24487

Pascual, U., P. Balvanera, S. Díaz, G. Pataki, E. Roth, M. Stenseke, R.T. Watson, E. Basak Dessane, M. Islar, E. Kelemen, V. Maris, M. Quaas, S.M. Subramanian, H. Wittmer, A. Adlan, S. Ahn, Y. S. Al-Hafedh, E. Amankwah, S.T. Asah, P. Berry, A. Bilgin, S.J. Breslow, C. Bullock, D. Cáceres, H. Daly-Hassen, E. Figueroa, C.D. Golden, E. Gómez-Baggethun, D. González-Jiménez, J. Houdet, H. Keune, R. Kumar, K. Ma, P. H. May, A. Mead, P. O' Farrell, R. Pandit, W. Pengue, R. Pichis-Madruga, F. Popa, S. Preston, D. Pacheco-Balanza, H. Saarikoski, B.B. Strassburg, M. van den Belt, M. Verma, F. Wickson, N. Yagi. 2017. Valuing nature's contributions to people:

the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26–27: 7–16. Doi: 10.1016/j.cosust.2016.12.006.

Pizano, C., M. Cabrera, H. García. 2014. Bosque seco tropical en Colombia; generalidades y contexto. En: Pizano C. & García, H. (Eds). *El Bosque Seco Tropical en Colombia*. pp 354. Bogotá, D.C., Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IavH).

Plieninger, T., C. Bieling, B. Ohnesorge, H. Schaich, C. Schleyer, F. Wolff. 2013. Exploring futures of ecosystem services in cultural landscapes through participatory scenario development in the Swabian Alb, Germany. *Ecology and Society*, 18(3): 39. Doi: 10.5751/ES-05802-180339.

Plieninger, T., C. Bieling, N. Fagerholm, A. Byg, T. Hartel, P. Hurley, C.A. López-Santiago, N. Nagabhatla, E. Oteros-Rozas, C.M. Raymond, D. Van der Horst, L. Huntsinger. 2015. The role of cultural ecosystem services in landscape management and planning. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14: 28–33. Doi: 10.1016/j.cosust.2015.02.006.

Potschin, M.B. y R.H. Haines-Young. 2011. Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 35(5): 575–594. Doi: 10.1177/0309133311423172.

Potschin-Young, M., B. Burkhard, B. Czúcz, F. Santos-Martín. 2018. Glossary of ecosystem services mapping and assessment terminology. *One Ecosystem*, 3: e27110. Doi: 10.3897/oneeco.3.e27110.

Quijas, S., L.P. Romero-Duque, J.M. Trilleras, G. Conti, M. Kolb, E. Brignone, C. Dellafior. 2019. Linking biodiversity, ecosystem services, and beneficiaries of tropical dry forests of Latin America: Review and new perspectives. *Ecosystem Services*, 36: 100909. Doi: 10.1016/j.ecoser.2019.100909.

Quintas-Soriano, C., M. García-Llorente, A. Norström, M. Meacham, G. Peterson, A. J. Castro. 2019. Integrating supply and demand in ecosystem service bundles characterization across Mediterranean transformed landscapes. *Landscape Ecology*, 34: 1619–1633. Doi:10.1007/s10980-019-00826-7.

Raudsepp-Hearne, C., G.D. Peterson, E.M. Bennett. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107: 5242–5247. Doi: 10.1073/pnas.0907284107.

Rehm, L. 2015. The violent process of State formation during the beginnings of the National Front in Tolima, Colombia. *Revista Colombiana de Sociología*, 38(1):39 – 62. ISSN: 2256-5485.

Ricaurte, L.F., M.H. Olaya-Rodríguez, J. Cepeda-Valencia, D. Lara, J. Arroyave-Suárez, C. Max Finlayson, I. Palomo. 2017. Future impacts of drivers of change on wetland ecosystem services in

Colombia. *Global Environmental Change*, 44:158–169. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2017.04.001.

Ricaurte, L.F., J.E. Patiño, D.F. Restrepo Zambraño, J.C. Arias-G, O. Acevedo, C. Aponte, R. Medina, M. González, S. Rojas, C. Flórez, L.M. Estupinan-Suarez, Ú. Jaramillo, A.C. Santos, C.A. Lasso, A.A. Duque Nivia, S. Restrepo Calle, J.I. Vélez, J.H. Caballero Acosta, S.R. Duque, M. Núñez-Avellaneda, I.D. Correa, J. A. Rodríguez-Rodríguez, S.P. Vilarly Q, A. Prieto-C, A. Rudas-Ll, A.M. Cleef, C. Max Finlayson, W.J. Junk. 2019. A classification system for Colombian wetlands: an essential step forward in open environmental policy-making. *Wetlands*. Doi: 10.1007/s13157-019-01149-8.

Ricketts, T.H., K.B. Watson, I. Koh, A.M. Ellis, C.C. Nicholson, S. Posner, L.L. Richardson, L.J. Sontter. 2016. Disaggregating the evidence linking biodiversity and ecosystem services. *Nature Communications*, 7: 13106. Doi: 10.1038/ncomms13106.

Rincón-Ruiz, A., M. Echeverry-Duque, A.M. Piñeros, C.H. Tapia, A. David, P. Arias-Arévalo, P.A. Zuluaga. 2015. Integrated valuation of biodiversity and ecosystem services: conceptual and methodological aspects. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá-Colombia

Rincón-Ruiz, A., P. Arias-Arévalo, J.M. Núñez-Hernández, H. Cotler, M. Aguado Casado, P. Meli, A. Tauro, V. D. Ávila Akerberg, V.S. Avila-Foucat, J.P. Cardenas, L.A. Castillo Hernández, L.G. Castro, V.A. Cerón Hernández, A. Contreras Araque, J. Deschamps-Lomeli, J.M. Galeana-Pizaña, K. Guillén Oñate, J.A. Hernández Aguilar, A.D. Jimenez, L.A. López Mathamba, L. Márquez Pérez, M.L. Moreno Díaz, W. Marín Marín, V. Ochoa, M. A. Sarmiento, A. Tauro, J. Díaz Timote, L.L. Tique Cardozo, A. Trujillo Acosta, T. Waldron. 2019a. Applying integrated valuation of ecosystem services in Latin America: Insights from 21 case studies. *Ecosystem Services*, 36: 100901. Doi: 10.1016/j.ecoser.2019.100901.

Rincón-Ruiz, A., J. Rojas-Padilla, C. Agudelo-Rico, M. Pérez-Rincón, S. Viera-Samper, J. Rubiano Paez. 2019b. Ecosystem services as an inclusive social metaphor for the analysis and management of environmental conflicts in Colombia. *Ecosystem Services*, 37: 100924. Doi: 10.1016/j.ecoser.2019.100924.

Rodríguez, N., D. Armenteras, J. Retana. 2015. National ecosystem services priorities for planning carbón and water resource management in Colombia. *Land Use Policy*, 42: 609-618. Doi: 10.1016/j.landusepol.2014.09.013.

Rodríguez-Echeverry, J., C. Echeverría, C. Oyarzún, L. Morales. 2018. Impact of land-use change on biodiversity and ecosystem services in the Chilean temperate forests. *Landscape Ecology*, 33:439–453. Doi: 10.1007/s10980-018-0612-5.

Rodríguez-Rodríguez, D., B. Bomhard, S.H.M. Butchart, M.N. Foster. 2011. Progress towards in

ternational targets for protected area coverage in mountains: A multi-scale assessment. *Biological Conservation*, 144: 2978–2983. Doi: 10.1016/j.biocon.2011.08.023.

Rodríguez-Romero, A.J., A.E. Rico-Sánchez, E. Mendoza-Martínez, A. Gómez-Ruiz, J.E. Sedeño-Díaz, E. López-López. 2018. Impact of changes of land use on water quality, from tropical forest to anthropogenic occupation: A multivariate approach. *Water*, 10 (11): 1518. Doi:10.3390/w10111518.

Rubiano, K., N. Clerici, N. Norden, A. Etter. 2017. Secondary forest and shrubland dynamics in a highly transformed landscape in the Northern Andes of Colombia (1985–2015). *Forest*, 8: 216. Doi:10.3390/f8060216.

Ruiz-Agudelo, C.A y L.C. Bello. 2014. ¿El valor de algunos servicios ecosistémicos de los Andes colombianos?: transferencia de beneficios por meta – análisis. *Universitas Scientiarum*, 19 (3): 301-322. Doi: 10.11144/Javeriana.SC19-3.vase.

Rutebuka, E., A.O. Olorunnisola, O.J. Taiwo, F. Mwaru, E.F. Asamoah, E. Rukundo. 2019. Quantitative review of ecosystem services and disservices studies in the Tropics. *Open Journal of Ecology*, 9: 85-106. Doi: 10.4236/oje.2019.94008.

Saarikoski, H., E. Primmer, S.-R. Saarela, P. Antunes, R. Aszalós, F. Baró, P. Berry, G. Garcia Blanco, E. Gómez-Baggethun, L. Carvalho, J. Dick, R. Dunford, M. Hanzu, P.A. Harrison, Z. Izakovicova, M. Kertész, L. Kopperoinen, B. Köhler, J. Langemeyer, D. Lapola, C. Liqueste, S. Luque, P. Mederly, J. Niemelä, I. Palomo, G. Martinez Pastur, P.L. Peri, E. Preda, J.A. Priess, R. Santos, C. Schleyer, F. Turkelboom, A. Vadineanu, W. Verheyden, S. Vikström, J. Young. 2018. Institutional challenges in putting ecosystem service knowledge in practice. *Ecosystem Services*, 29: 579-598. Doi: 10.1016/j.ecoser.2017.07.019.

Salas-Salazar, L. 2016. Armed conflict and territorial configuration: elements for the consolidation of the peace in Colombia. *Bitácora*, 26(2):45–57. Doi: 10.15446/bitacora.v26n2.57605.

Salerno, J., C.A. Chapman, J.E. Diem, N. Dowhaniuk, A. Goldman, C.A. Mackenzie, P.A. Omeja, M.W. Palace, R. Reyna-Hurtado, S.J. Ryan, J. Hartter. 2018. Park isolation in anthropogenic landscapes: land change and livelihoods at park boundaries in the African Albertine Rift. *Regional Environmental Change*, 18: 913-928. Doi: 10.1007/s10113-017-1250-1.

Santos-Martín, F., P. Zorrilla-Miras, I. Palomo, C. Montes, J. Benayas, J. Maes. 2019. Protecting nature is necessary but not sufficient for conserving ecosystem services: A comprehensive assessment along a gradient of land-use intensity in Spain. *Ecosystem Services*, 35: 43-51. Doi: 10.1016/j.ecoser.2018.11.006.

Sattler C., L. Loft, C. Mann, C. Meyer. 2018. Methods in ecosystem services governance analysis:

An introduction. *Ecosystem Services*, 34: 155–168. Doi: 10.1016/j.ecoser.2018.11.007.

Schirpke, U., S. Candiago, L.E. Vigl, H. Jäger, A. Labadini, T. Marsoner, C. Meisch, E. Tasser, U. Tappeiner. 2019. Integrating supply, flow and demand to enhance the understanding of interactions among multiple ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 651: 928–941. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.235.

Schirpke, U., M. Kohler, G. Leitinger, V. Fontana, E. Tasser, U. Tappeiner. 2017. Future impacts of changing land-use and climate on ecosystem services of mountain grassland and their resilience. *Ecosystem Services*, 26: 79–94. Doi: 10.1016/j.ecoser.2017.06.008

Schleyer, C., A. Lux, M. Mehring, C. Görg. 2017. Ecosystem services as a boundary concept: arguments from social ecology. *Sustainability*, 9 (1107). Doi: 10.3390/su9071107.

Schmidt, K., B. Martín-López, P.M. Phillips, E. Julius, N. Mekan, A. Walz. 2019. Key landscape features in the provision of ecosystem services: Insights for management. *Land Use Policy*, 82: 353–366. Doi: 10.1016/j.landusepol.2018.12.022.

Schmitz, M.F., I. De Aranzabal, F.D. Pineda. 2007. Spatial analysis of visitor preferences in the outdoor recreational niche of Mediterranean cultural landscapes. *Environmental Conservation*, 34: 300–312. Doi: 10.1017/S0376892907004249.

Schröter, M., R.P. Remme, L.G. Hein. 2012. How and where to map supply and demand of ecosystem services for policy-relevant outcomes?. *Ecological Indicators*, 23: 220–221. Doi: 10.1016/j.ecolind.2012.03.025.

Schröter, M., T. Koellner, R. Alkemade, S. Arnhold, K.J. Bagstad, K.-H. Erb, K. Frank, T. Kastner, M. Kissinger, J. Liu, L. López-Hoffman, J. Maes, A. Marques, B. Martín-López, C. Meyer, C.J.E. Schulp, J. Thober, S. Wolff, A. Bonn. 2018. Interregional flows of ecosystem services: Concepts, typology and four cases. *Ecosystem Services*, 31: 231–241. Doi: 10.1016/j.ecoser.2018.02.003.

Schwarz, N., M. Moretti, M. N. Bugalho, Z.G. Davies, D. Haase, J. Hack, A. Hof, Y. Melero, T.J. Pett, S. Knapp. 2017. Understanding biodiversity-ecosystem service relationships in urban areas: A comprehensive literature review. *Ecosystem Services*, 27: 161–171. Doi: 10.1016/j.ecoser.2017.08.014.

Seppelt, R., C.F. Dormann, F.V. Eppink, S. Lautenbach, S. Schmidt. 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, 48: 630–636. Doi: 10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x

Smith, T., J. Bulkan, H. Zerriffi, J. Tansey. 2019. Indigenous peoples, local communities, and payments for ecosystem services. *The Canadian Geographer*, 1–13. Doi: 10.1111/cag.12553.

Spake, R., R. Lasseur, E. Crouzat, J.M. Bullock, S. Lavorel, K.E. Parks, M. Schaafsma, E.M. Bennett, J. Maes, M. Mulligan, M. Mouchet, G.D. Peterson, C.J.E. Schulp, W. Thuiller, M.G. Turner, P.H. Verburg, F. Eigenbrod. 2017. Unpacking ecosystem service bundles: Towards predictive mapping of synergies and trade-offs between ecosystem services. *Global Environmental Change*, 47: 37 – 50. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2017.08.004.

Spangenberg J.H., C. Von Haaren, J. Settele. 2014. The ecosystem service cascade: further developing the metaphor. Integrating societal processes to accommodate social processes and planning, and the case of bioenergy. *Ecological Economics*, 104, 22–32. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2014.04.025

Stosch, K.C., R.S. Quilliam, N. Bunnefeld, D.M. Oliver. 2019. Quantifying stakeholder understanding of an ecosystem service trade-off. *Science of the Total Environment*, 651: 2524–2534. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.10.090.

Stevenson, J. 2017. Colombia: what comes next?. *Strategic Comments*, 23:1, vii–viii. Doi: 10.1080/13567888.2017.1294722.

Syrbe, R.-U., M. Schröter, K. Grunewald, U. Walz, B. Burkhard. 2017. What to map? In: Burkhard B, Maes J (Eds.). Mapping Ecosystem Services. Pensoft Publishers, Sofia, 374 pp.

Tauro, A., E. Gómez-Baggethun, E. García-Frapolli, E. Lazos Chavero, P. Balvanera. 2018. Unraveling heterogeneity in the importance of ecosystem services: individual views of smallholders. *Ecology and Society*, 23(4):11. Doi:10.5751/ES-10457-230411.

TEEB, 2010. Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB. Earthscan, London and Washington.

Turkelboom, F., M. Leone, S. Jacobs, E. Kelemen, M. García-Llorente, F. Baró, M. Termansen, D.N. Barton, P. Berry, E. Stange, M. Thoonen, A. Kalóczkai, A. Vadineanu, A.J. Castro, B. Czucz, C. Röckmann, D. Wurbs, D. Odee, E. Preda, E. Gómez-Baggethun, G.M. Rusch, G. Martínez Pastor, I. Palomo, J. Dick, J. Casaer, J. van Dijk, J.A. Priess, J. Langemeyer, J. Mustajoki, L. Kopperoinen, M.J. Baptist, P.L. Peri, R. Mukhopadhyay, R. Aszalós, S.B. Roy, S. Luque, V. Rusch. 2018. When we cannot have it all: Ecosystem services trade-offs in the context of spatial planning. *Ecosystem Services*, 29: 566–578. Doi: 10.1016/j.ecoser.2017.10.011.

Turnley, J.G., M.D. Kaplowitz, O.L. Loucks, B.L. McGee, T. Dietz. 2008. Sociocultural valuation of ecological resources. In: Stahl, R.G.Jr., Kapustka, W.R.M.Jr., Bruins, R.J.F. (eds): Valuation of Ecological Resources: Integration of Ecology and Socioeconomics in Environmental Decision Making. CRC Press.

Vihervaara, P., M. Rönkä, M. Walls. 2010. Trends in ecosystem service research: early steps and current drivers. *Ambio*, 39, 314–324. Doi: 10.1007/

Vihervaara P., A. Viinikka, L. Brander, F. Santos-Martín, L. Poikolainen, S. Nedkov. 2018. Methodological interlinkages for mapping ecosystem services—from data to analysis and decision-support. *One Ecosystem*, 4: e26368. Doi: 10.3897/oneeco.4.e26368

Vilardy, S.P., J.A. González, B. Martín-López, C. Montes. 2011. Relationships between hydrological regime and ecosystem services supply in a Caribbean coastal wetland: a social-ecological approach. *Hydrological Sciences Journal*, 56, 1423–1435. Doi: 10.1080/02626667.2011.631497

Villamagna, A.M., P.L. Angermeier, E.M. Bennett. 2013. Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecological Complexity*, 15: 114–121. Doi: 10.1016/j.ecocom.2013.07.004.

Von Heland, J. y C. Folke. 2014. A social contract with the ancestors-Culture and ecosystem services in southern Madagascar. *Global Environmental Change*, 24: 251–264. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2013.11.003.

Vrebos, D., J. Staes, T. Vandenbroucke, T. D' Haeyer, R. Johnston, M. Musumuza, C. Kasabeke, P. Meire. 2015. Mapping ecosystem service flows with land cover scoring maps for data-scarce regions. *Ecosystem Services*, 13: 28–40. Doi: 10.1016/j.ecoser.2014.11.005.

Wei, H., W. Fan, X. Wang, N. Lu, X. Dong, Y. Zhao, X. Ya, Y. Zhao. 2017. Integrating supply and social demand in ecosystem services assessment: A review. *Ecosystem Services*, 25: 15–27. Doi: 10.1016/j.ecoser.2017.03.017.

Weyland, F., M.E. Mastrangelo, A.D. Auer, M.P. Barral, L. Nahuelhual, A. Larrazábal, A.F. Parera, L.M. Berrouet Cadavid, C.P. López-Gómez, C. Villegas Palacios. 2019. Ecosystem services approach in Latin America: From theoretical promises to real applications. *Ecosystem Services*, 35: 280–293. Doi: 10.1016/j.ecoser.2018.11.010.

Willemsen, L., L. Hein, M.E.F. van Mensvoort, P.H. Verburg. 2010. Space for people, plants, and livestock? Quantifying interactions among multiple landscape functions in a Dutch rural region. *Ecological Indicators*, 10: 62–73. Doi: 10.1016/j.ecolind.2009.02.015.

Wolff, S., C.E.J. Schulp, T. Kastner, P.H. Verburg. 2017. Quantifying spatial variation in ecosystem services demand: A global mapping approach. *Ecological Economics*, 136: 14–29. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2017.02.005.

Yahdjian, L., O.E. Sala, K.M. Havstad. 2015. Rangeland ecosystem services: shifting focus from supply to reconciling supply and demand. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(1): 44–51. Doi: 10.1890/140156.

Zander, K.K., S.T. Garnett, A. Straton. 2010. Trade-offs between development, culture and conservation-Willingness to pay for tropical river management among urban Australians. *Journal of Environmental Management*, 91: 2519–2528. Doi: 10.1016/j.jenvman.2010.07.012.

Zen, M., S. Candiago, U. Schirpke, L.E. Vigl, C. Giupponi. 2019. Upscaling ecosystem service maps to administrative levels: beyond scale mismatches. *Science of the Total Environment*, 660: 1565–1575. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.01.087.



*Todo aquello que resulta ser grandioso
e inspirador es creado por individuos
que pueden trabajar en libertad*

Albert Einstein

Capítulo 5

Escenarios de futuro para la gestión del territorio del departamento de Tolima. De los servicios de los ecosistemas al bienestar humano

- 5.1 Introducción
- 5.2 Metodología participativa para la planificación y gestión socio-ecológica en Tolima
 - 5.2.1 Selección de actores sociales clave para el proceso participativo
 - 5.2.2 Taller de evaluación de servicios y bienestar humano a nivel local
 - 5.2.3 Diseño de escenarios de futuro para el departamento de Tolima
- 5.3 Resultados
 - 5.3.1 Priorización de los servicios de los ecosistemas y su importancia para el bienestar humano a escala local
 - 5.3.2 Vulnerabilidad de los servicios
 - 5.3.3 Selección de servicios críticos para su conservación en las mesas locales
 - 5.3.4 Identificación de impulsores de cambio por las mesas locales
 - 5.3.5 Acciones y medidas de gestión propuestas por las mesas subregionales
 - 5.3.6 Taller departamental de diseño de escenarios de futuro
 - 5.3.7 Evaluación de la importancia y vulnerabilidad de los servicios desde la mesa departamental
 - 5.3.8 Diagnóstico socio-ecológico e identificación de actores sociales
 - 5.3.9 Diseño de escenarios de futuro para el departamento de Tolima 2030
 - 5.3.10 Implicaciones de los escenarios de futuro sobre los servicios de los ecosistemas
 - 5.3.11 Puesta en común y búsqueda de consenso plenario sobre medidas de gestión
- 5.4 Discusión
- 5.5 Conclusiones

Referencias

Capítulo 5. Escenarios de futuro para la gestión del territorio del departamento de Tolima. De los servicios de los ecosistemas al bienestar humano

5.1 Introducción

A lo largo de esta Tesis Doctoral se han abordado las relaciones de interdependencia tejidas en el transcurso del tiempo entre los habitantes de la sociedad tolimesa y su territorio, del que depende su bienestar y sostenibilidad, desde diversos ángulos conceptuales y metodológicos enmarcados en las Ciencias de la Sostenibilidad (véase Capítulo 1; Carpenter y Folke, 2006; Kates *et al.*, 2001; Kates, 2011; Lang *et al.*, 2012; Díaz *et al.*, 2015). En este sentido, en el Capítulo 2 se analizaron las relaciones entre la estructura paisajística y las características del sistema social que lo habita y gestiona (sistema socio-ecológico) a través de metodologías basadas en descriptores cuantitativos (condiciones económicas, vivienda, educación y sanidad); en el Capítulo 3 se evaluó la importancia de la biodiversidad en el funcionamiento ecológico de los humedales de la cuenca del Magdalena, estableciendo la relación entre la diversidad funcional de peces y los indicadores de estado de conservación de los mismos. En Capítulo 4 se abordó la valoración de la oferta y demanda de servicios que los ecosistemas del área de estudio aportan al bienestar humano, basados en la percepción de los gestores ambientales directamente vinculados al territorio, cuyo sistema de conocimiento es básicamente científico técnico. Como colofón a este análisis, en el presente Capítulo se plantea un esfuerzo multidimensional y pluralista por comprender en profundidad los vínculos culturales con la naturaleza y el territorio de las personas que integran las comunidades locales tolimesas, partiendo de su percepción sobre la medida en que determinan su bienestar material e inmaterial y condicionan su comportamiento ambiental, para acabar con un ejercicio participativo de diseño de escenarios de futuro.

Se trata de desentrañar los valores surgidos del conocimiento ecológico que maneja la población local, fruto de la experiencia y la tradición cultural, en la medida en que se establecen relaciones particulares de cada grupo social con su ambiente. En su complejidad, estos valores están detrás de las actitudes individuales y colectivas respecto a la conservación de la naturaleza, y constituyen el fundamento relacional (Chan *et al.*, 2016) sobre el que se forjan las respuestas colectivas en materia de gestión y conservación de la naturaleza y el paisaje, en las distintas esferas de gobernanza (Folke *et al.*, 2011; Binder *et al.*, 2013; Stallman, 2011; Petrosillo *et al.*, 2015; Qiu *et al.*, 2018; Coldin y Barthel, 2019; Bidegain *et al.*, 2019). Sobre esta base de investigación social cualitativa se realizó un ejercicio participativo, de mirada crítica del presente y construcción de los escenarios de futuro, complementario a los anteriores.

Desde hace décadas, se vienen utilizando con éxito diversos métodos y marcos conceptuales para identificar los vínculos que los seres humanos establecemos con nuestro entorno (Raudsepp-Hearne et al., 2010; Villamagna y Giesecke, 2014; Pascual et al., 2017). A pesar del gran número de investigaciones desarrolladas que abordan la evaluación del bienestar humano, aún no existe un procedimiento estándar que permita identificar de manera explícita dicho vínculo entre el bienestar de las personas (individual o colectivo) y la gestión socio-ecológica, ya que éstos varían ampliamente de acuerdo a los contextos ambientales y socioeconómicos (Villamagna y Giesecke, 2014; Villamor et al., 2014; Oteros-Rozas et al., 2015; Aguado, 2016; Leviston et al., 2018). En esta Tesis Doctoral fue asumido el marco conceptual de los servicios de los ecosistemas (SEs, véase Capítulo 1) (EME, 2011), recientemente matizado en lo que respecta a la inclusión de los valores de tipo relacional a través del concepto de contribuciones de la naturaleza a las personas (NCP por *Nature Contributions to People*; Díaz et al., 2015). Una de las mayores virtudes de este planteamiento radica en su éxito como marco de comunicación común para un amplio espectro de público, para poner de relieve la importancia que las personas atribuyen a la naturaleza para su bienestar. Por esta razón, se ha utilizado con éxito en procesos de aprendizaje colectivo y búsqueda de consensos, haciendo visibles las percepciones sobre el manejo de la naturaleza y sus consecuencias, tanto las que comparten los distintos actores sociales que conviven en un socio-ecosistema, como aquellas que los dividen e incluso enfrentan.

Estas diferencias entre percepciones esconden actitudes y estrategias de gestión del territorio asociadas a potenciales conflictos de intereses por la provisión de servicios (Richert et al., 2016). Tales diferencias y similitudes pueden ser analizadas como preferencias, prioridades y valoraciones subjetivas de la importancia de los SEs para aumentar o disminuir el bienestar (Price et al., 2014). La percepción humana tiene una base psicofísica común constituida por patrones básicos compartidos por todos (Gibson, 1979). Éstos varían de acuerdo a factores individuales de personalidad y experiencia vital y está fuertemente condicionada por el relato construido en cada comunidad local de acuerdo con los vínculos particulares establecidos en el territorio, materiales e inmateriales (Russell et al., 2013; Price et al., 2014; López-Santiago et al., 2019; Chapman et al., 2019). Los procesos participativos alientan a los actores a reconocer sus preconceptos y suposiciones alrededor de un servicio, lo que puede ser una herramienta eficaz para la creación de consenso sobre el uso del territorio y su gestión a medio y largo plazo (Boschetti et al., 2012, 2016; Villamoret et al., 2014; Scholte et al., 2015).

Un concepto fundamental utilizado en esta Tesis Doctoral de forma recurrente es el de bienestar humano, que merece una breve consideración en este Capítulo. Es evidente que las múltiples dimensiones, tanto subjetivas como objetivas, contenidas en el concepto de bienestar humano, introducen un elevado grado de complejidad e incluso ambigüedad que dificulta el proceso de evaluación de las interrelaciones del ser humano con el paisaje. Con frecuencia el concepto de bienestar se utiliza de forma imprecisa, confundiéndose con calidad de vida, estándares de vida, prosperidad, satisfacción de necesidades, desarrollo humano, felicidad y satisfacción con la vida, etc., sin la oportuna discusión de las distinciones entre estos términos (Summers *et al.*, 2012; McCrea *et al.*, 2014; Aguado, 2016). El concepto de bienestar humano asumido en la presente Tesis, sobre el que se ha trabajado con los distintos actores sociales, corresponde al “logro de una vida plena dentro de los límites biofísicos de los ecosistemas, reconociendo la diversidad de maneras concretas para obtenerlo, dependientes de las condiciones socioeconómicas y del contexto cultural que enmarcan las relaciones de las personas con la naturaleza” (Díaz *et al.*, 2015).

Son muchos los factores a tener en cuenta en la evaluación del bienestar humano, entre ellos: i) un entorno natural y construido saludable; ii) un gobierno justo y estable (democracia), que brinde oportunidades para que la gente local participe; iii) un fácil acceso a los SEs y al capital social (p. ej., alimentos, agua, vivienda, seguridad, educación y oportunidades de aprendizaje, servicios de salud, oportunidades culturales y sociales); iv) una economía diversa; v) la cooperación mutua y la confianza social (MA, 2005; Helliwell *et al.*, 2015; Leviston *et al.*, 2018). La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MA, 2005), constituye indudablemente uno de los esfuerzos más ampliamente reconocido de evaluación de las relaciones entre los ecosistemas y el bienestar humano (Leviston *et al.*, 2018). Dicha propuesta incluye el análisis de cinco dimensiones interdependientes: i) seguridad (p. ej. acceso a recursos, seguridad personal, seguridad frente desastres naturales); ii) materiales básicos para una buena vida (p. ej. medios de vida, alimentos, vivienda, ropa, acceso a bienes); iii) salud física y psíquica (p. ej. sentirse bien, ambiente físico saludable); iv) buenas relaciones sociales (p. ej. cohesión social, respeto, capacidad de ayudar a otros) y v) libertad de acción y elección (p. ej. oportunidad del individuo de lograr lo que valora). Esta última dimensión se considera transversal a las demás categorías (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010; Cruz-García *et al.*, 2017; Leviston *et al.*, 2018).

La metodología empleada en este capítulo se basa en la construcción de escenarios de futuro (*Participatory scenario planning*). En la actualidad, este enfoque metodológico está siendo muy utilizado en procesos participativos locales, como apoyo de la gestión y la

toma de decisiones ligadas a la conservación de los sistemas socio-ecológicos (Palomo *et al.*, 2011; Plieninger *et al.*, 2013; Oteros-Rozas *et al.*, 2013; Ruiz-Mallén *et al.*, 2015a; Martínez-Sastre *et al.*, 2017; Saito *et al.*, 2019). Los escenarios participativos son posibles situaciones alternativas futuras, basadas en un conjunto particular de supuestos y sus consecuencias que, aunque exhiben una certeza menor en comparación con los escenarios predictivos, se han utilizado ampliamente para evaluaciones ambientales a diferentes escalas (IPCC, 2000; MA, 2005; EME, 2011; Lawler *et al.*, 2014; IPBES 2016). Esta herramienta se ha consolidado en la investigación participativa orientada a la toma de decisiones ambientales sostenibles (Oteros-Rozas *et al.*, 2015), ya que permite la definición colectiva de los problemas, la creación de consensos en la interfaz entre ciencia, política y sociedad, facilita el manejo de la incertidumbre (Priess y Hauck, 2014) y, ayuda a abordar tanto las suposiciones como el conocimiento sobre el funcionamiento del sistema, incluyendo cambios difíciles de cuantificar pero que interesa considerar (Bennett *et al.*, 2003). Su éxito está relacionado con el estímulo del pensamiento sistémico en los grupos y los procesos creativos de aprendizaje social (Johnson *et al.*, 2012; Williams *et al.*, 2015) y, por lo tanto, puede apoyar satisfactoriamente la resolución de conflictos y la búsqueda de soluciones. Igualmente, se reconoce como una herramienta útil para explorar estrategias colectivas de confrontación de los cambios sociales y ambientales inciertos que se avecinan, así como para incluir consideraciones sociales (actitudes o preferencias) que favorezcan la consecución de los objetivos y metas establecidos en los planes de conservación (Qiu *et al.*, 2018).

América Latina es una de las regiones en donde la investigación sobre los servicios de los ecosistemas y su relación con el bienestar humano es más reciente y escasa (Cruz-García *et al.*, 2017). La reciente evaluación regional de la biodiversidad y servicios de los ecosistemas para las Américas, realizada en el marco del IPBES, ha demostrado que los ecosistemas de la región tienen una mayor capacidad para contribuir al bienestar humano que el promedio mundial. Sin embargo, su biodiversidad se encuentra muy amenazada, lo que reduce la capacidad de sus ecosistemas de suministrar servicios (Boillat *et al.*, 2017; IPBES, 2018). Por esta razón, esta región requiere con urgencia estudios sobre los mecanismos de incorporación del bienestar humano en los procesos de elaboración de políticas, planes y acciones de conservación de la naturaleza, y en concreto de los espacios naturales protegidos (Aguado *et al.*, 2018; Bidegain *et al.*, 2019; López-Santiago *et al.*, 2019; Rincón-Ruiz *et al.*, 2019).

El presente capítulo, por tanto, aborda un enfoque sociocultural complementario al llevado a cabo en los capítulos anteriores, utilizando metodologías participativas basadas en ejercicios de reflexión y discusión en grupos reducidos y su puesta en común para confrontar resultados y reforzarlos (Villamor et al., 2014). Se desarrolló un proceso participativo con actores sociales en contacto directo y cotidiano con el territorio e implicados en la gestión de los espacios naturales protegidos de Tolima (ENP). Como primer objetivo se planteó explorar la percepción colectiva de los actores locales acerca de la importancia de los SEs para el bienestar humano y el grado de vulnerabilidad en el que se encuentran en el área de estudio, lo que permitirá establecer prioridades en su gestión. De igual manera, se podrán determinar los principales impulsores de cambio a escala local y regional. El segundo objetivo pretende establecer las líneas base para una propuesta de planificación socio-ecológica del territorio en Tolima que garantice el mantenimiento del suministro de SEs, a través de la metodología denominada planificación de escenarios de futuro.

5.2 Metodología participativa para la planificación y gestión socio-ecológica en Tolima

El proceso participativo desarrollado para el cumplimiento de los objetivos planteados en el presente Capítulo se realizó en dos etapas cuyo procedimiento metodológico se detalla a continuación. La primera fase consistió en: i) el análisis de la percepción colectiva de los actores locales acerca de la importancia de los SEs para el bienestar humano y del grado de vulnerabilidad en el que se encuentran; ii) la identificación de los impulsores de cambio que se consideraron más importantes para el suministro de SEs y iii) el establecimiento de prioridades para la gestión de los SEs. En la segunda etapa se desarrollaron los escenarios futuros, de acuerdo con las principales tendencias de cambio del paisaje (véase Capítulo 2) y los impulsores de cambio identificados en la primera etapa. En base a este diseño experimental se elaboró una propuesta colectiva de planificación para el mantenimiento de la oferta de servicios en el departamento de Tolima.

5.2.1 Selección de actores clave para el proceso participativo

La valoración sociocultural de SEs se llevó a cabo con la participación de los integrantes del Sistema Departamental de Áreas Protegidas y Otras Estrategias de Conservación del departamento de Tolima (Sidap-Tolima). El Sidap es un espacio de participación social e institucional que reúne representantes de diversos sectores, tanto públicos como privados, relacionados directa e indirecta con los espacios naturales protegidos y otras acciones de conservación a nivel nacional, regional y local. Su cometido es la gestión y administración del sistema de espacios naturales protegidos del departamento, coordinado por la autoridad ambiental regional, CORTOLIMA. A la fecha de realización de los talleres, el Sidap-To

lima incluía los principales actores sociales pertenecientes a las comunidades locales, considerados clave por haber sido elegidos a través de un proceso participativo desarrollado durante los años 2013 a 2014 (Tabla 6) (Cortolima, 2014).

Tabla 6. Nivel de gestión, tipo de actor y sector al que corresponden los integrantes del Sistema Departamental de Áreas Protegidas y Otras Estrategias de Conservación del Tolima (Sidap-Tolima).

Nivel de gestión	Actor	Sector
Nacional	Director territorial Andes Occidentales Parques Naturales Nacionales	Público. Parques Naturales Nacionales
	Representante de la Policía Nacional. Sección Ambiental	Público. Sección de infracciones ambientales
Regional	Director general de Cortolima	Público. Autoridad Ambiental Regional
	Gobernador departamento de Tolima	Público. Autoridad Administrativa Regional
	Secretario Ambiente y Gestión del riesgo	
	Representante de las asoaciones de usuarios del recurso hídrico	Privado. Asociaciones de usuarios de agua para distritos de riego
	Representante de empresas de agua, alcantarillado y aseo	Público/Privado. Entidades prestadoras del servicio
	Representante de las Comunidades Indígenas	Público. Organizaciones indígenas legalmente reconocidas
	Representante de las Organizaciones No Gubernamentales Ambientalistas	Público. Sector Ambiental No Gubernamental
	Representante de los sectores económicos	Privado. Federación Nacional de Arroceros (Fedearroz), Comité Cafeteros. Cámara de comercio
	Representante de los centros de educación superior	Público. Universidad del Tolima
Local	Representante de los prestadores de servicios ecoturísticos	Privado. Empresas con funciones de ecoturismo
	Representante del INCODER. Dirección Territorial Tolima	Público. Entidad del Estado encargada de promover el desarrollo rural
	Representante de las mesas subregionales	Representante electo local
	Representante de los entes municipales	Público. Alcaldías municipales
	Representante de las Asociaciones de Juntas de Acción Comunal	Público. Organizaciones locales para la administración
	Representante de asociaciones campesinas	Público. Productores locales

El grupo de actores sociales seleccionado se consideró adecuado al incluir a sujetos con diversas visiones e intereses y con un profundo conocimiento del territorio y sus interacciones socio-ecológicas. Se trata de personas familiarizadas con la dinámica de los procesos participativos, que actúan en calidad de representantes de sus comunidades y organizaciones, beneficiarios (o perjudicados) directos de las políticas de gestión del territorio (Fisher *et al.*, 2009; Palomo *et al.*, 2011, 2013).

El Sidap en Tolima se organiza jerárquicamente en dos niveles de gestión, uno de escala local y otro regional o departamental. El nivel local lo constituyen cinco “mesas subregionales”, una por cada sede administrativa de la autoridad ambiental (Fig. 30, Tabla 7). Su función es consultiva y de participación por jurisdicción, con el cometido de elaborar

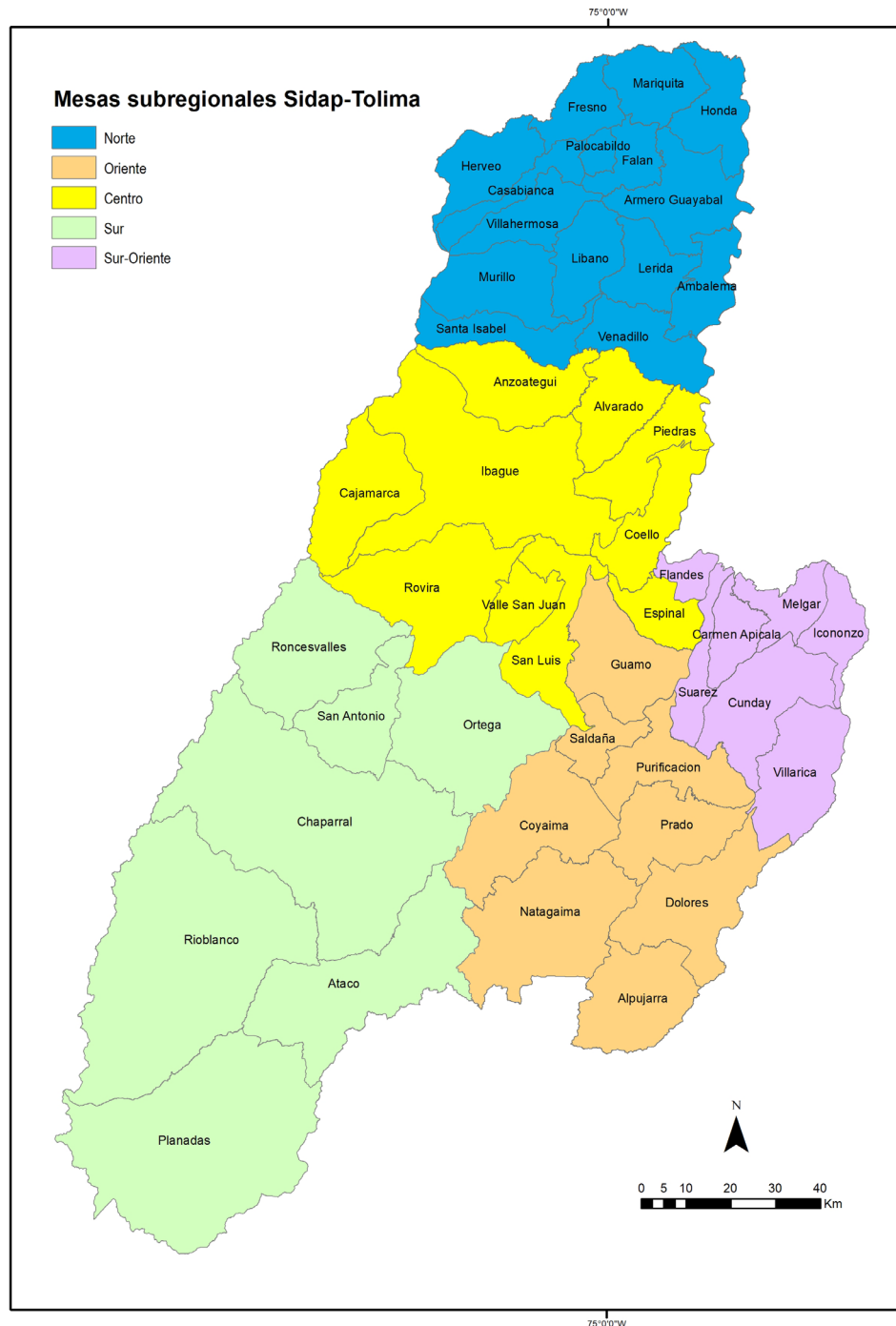


Figura 30. Mapa jurisdiccional de la organización territorial de las Mesas Subregionales del Sidap – Tolima

planes anuales de acción en torno a los espacios naturales protegidos, a una escala de representatividad local. El órgano de nivel regional, o “mesa departamental”, reúne representantes escogidos de cada una de las mesas subregionales, junto con otros actores vinculados a la gestión regional y nacional (Tabla 7). En esta mesa se toman decisiones conjuntas sobre las acciones de conservación a desarrollar a nivel departamental y se discuten y validan las propuestas realizadas en las mesas subregionales (Cortolima, 2014).

Aprovechando la organización jerárquica del Sidap-Tolima en sus dos niveles, local o

subregional y departamental o regional, se realizaron dos talleres participativos enmarcados en las escalas consideradas por el mencionado organismo. El primer taller participativo se celebró en diciembre de 2016 con los miembros de las mesas subregionales en la Reserva de la Sociedad Civil “Orquídeas del Tolima”, ubicada en la ciudad de Ibagué (véase tipología de actores participantes en el Apéndice 10). En este taller se validaron y evaluaron tanto el suministro de SEs y su relación con el bienestar humano, como los impulsores de cambio más relevantes. El segundo taller se desarrolló a una escala regional con la mesa departamental del Sidap-Tolima, celebrado en junio de 2017 en la sede central de la autoridad ambiental regional (CORTOLIMA), en la capital del departamento, con el objetivo de realizar escenarios de futuro y plantear medidas de gestión.

Tabla 7. Organización territorial de las Mesas Subregionales del Sidap – Tolima, acorde con la presencia de sedes administrativas de la Autoridad ambiental Regional.

Sede	Municipios
Norte	Ambalema, Armero-Guayabal, Casabianca, Falan, Fresno, Herveo, Honda, Lérída, Libano, Mariquita, Murillo, Palocabildo, Santa Isabel, Venadillo, Villahermosa
Centro	Ibagué, Alvarado, Anzoátegui, Coello, Cajamarca, Espinal, Piedras, Rovira, Roncesvalles, San Luis, Valle de San Juan
Oriente	Carmen de Apicalá, Flandes, Cunday, Suarez, Icononzo, Melgar, Villarica
Sur-Oriente	Guamo, Saldaña, Coyaima, Prado, Dolores, Alpujarra, Natagaima, Purificación
Sur	Ataco, Chaparral, Planadas, Ortega, Rioblanco, San Antonio

5.2.2 Taller de evaluación de servicios y bienestar humano a nivel local

Para el desarrollo de los talleres participativos tanto a nivel regional como local, cada mesa contó con un moderador o relator cuyo cometido fue explicar cada ejercicio y velar por que se mantuviese un ambiente dialogante en el que todos participasen y fuesen tenidos en cuenta. La sesión de trabajo tuvo una duración de 4 horas. Cada mesa debía rellenar una tabla en formato póster en base a varias tareas que implicaban llegar a consensos: 1) discutir la definición de los SEs propuestos y su adecuación al contexto local, aportando ejemplos concretos para que el equipo de relatoría lo validase; 2) priorizar de mayor a menor importancia los SEs en forma de ranking, en una escala de preferencia de 1 a 20 (siendo 1 el de mayor prioridad y 20 el menos prioritario); 3) puntuar los SEs respecto a su importancia para el bienestar humano en sus comunidades en una escala de 0 a 5 (siendo 0 ninguna importancia y 5 extremadamente importante); 4) valorar el estado de vulnerabilidad en que se encuentran los servicios también en una escala equivalente de 0 a 5 (siendo 0 sin riesgo y 5 riesgo extremo de colapso del servicio) (Castro *et al.*, 2015).

Se seleccionaron 20 servicios a evaluar, considerados representativos del contexto tolimense a partir de una revisión de la literatura sobre casos de estudio similares en Colombia

y tras consultar personalmente a algunos de los propios autores y expertos (Vilardy et al., 2011; Martín-López et al., 2012a; Palomo et al., 2013; Aldana-Domínguez et al., 2017). El conjunto de SEs evaluados se seleccionaron a partir de los utilizados en el Capítulo 4, con el fin no solo de mantener la coherencia metodológica y facilitar la comparación de resultados, sino también considerar los SEs más utilizados por la población general. Los 20 servicios evaluados comprendían 5 de abastecimiento, 8 de regulación y 7 culturales (Apéndice 11). Al inicio de ambos talleres se realizó una introducción donde se expusieron conceptos generales sobre los SEs y las dimensiones del bienestar humano.

Una vez realizadas las valoraciones, se pidió a las mesas que identificasen los principales impulsores de cambio (cinco por mesa) que, a su juicio, determinan el suministro de SEs en Tolima. Las argumentaciones sobre la valoración de cada una de las mesas se grabaron para asegurar un tratamiento adecuado de la información recogida y evitar así dudas o contradicciones en la interpretación de los resultados. Para facilitar la evaluación cada mesa representó gráficamente la influencia de los impulsores sobre las cinco dimensiones del bienestar humano propuestas en la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio: materiales básicos, seguridad, salud física y psíquica, buenas relaciones sociales y, libertad de acción y elección (MA, 2005; Aguado et al., 2018). En esta valoración cualitativa se representaban dos flechas hacia arriba si la afectación se consideraba muy fuerte, una flecha hacia arriba si la afectación era fuerte y una barra horizontal si se consideraba que no se generaba afectación sobre la dimensión evaluada. Los talleres finalizaron con una puesta en común de los resultados de las valoraciones de los servicios y la identificación de los principales impulsores de cambio en sesión plenaria.

Para sintetizar los resultados, se elaboró un ranking general de importancia ponderada de los SEs incluyendo tanto la ordenación que reflejan las preferencias (de 1 a 20), como la valoración realizada en términos absolutos sobre su importancia para el bienestar humano en una escala de 1 a 5. Para ello se realizó una operación de producto algebraico y se transformó el resultado de manera tal que el valor acumulado de cada servicio (suma de las valoraciones de las cinco mesas) se distribuyese entre 0 y 100, a modo de porcentaje. Asimismo, de acuerdo con la priorización de los SEs y la valoración de su importancia y vulnerabilidad, se elaboró un gráfico de dos dimensiones representando el nivel promedio atribuido por las mesas subregionales en ambas variables. Este tipo de gráfico pone de manifiesto visualmente cuales son los servicios críticos, los cuales son prioritarios para los actores sociales ya que poseen una alta importancia y vulnerabilidad.

5.2.3 Diseño de escenarios de futuro para el departamento de Tolima

El taller llevado a cabo con la mesa departamental del Sidap-Tolima tuvo por objeto diseñar escenarios de futuro partiendo de los resultados del taller subregional, para aportar finalmente propuestas de acción y gestión del territorio. El taller comenzó con una introducción orientadora y una explicación metodológica por parte del equipo de dinamización. El desarrollo del taller constó de varias fases en las que se procuró la inmersión gradual de los 37 participantes en el proceso de análisis, discusión y consenso que tendría lugar a lo largo de una jornada de trabajo intensivo de cerca de seis horas. La primera fase consistió en un ejercicio de evaluación de servicios que, en este caso, se realizó de forma individualizada en lugar de la constitución de mesas (a diferencia de la sesión documentada en la sección 5.2.1). El mayor valor de preferencia individual correspondía a 20 y el de menor preferencia a 1, de acuerdo con lo propuesto por Palomo *et al.*, (2013). Las valoraciones de la importancia de los SEs para el bienestar y su vulnerabilidad se puntuaron de 0 a 5, representando el 0 la no vulnerabilidad y el 5 una vulnerabilidad muy alta.

En la segunda fase, se agrupó a los participantes en tres equipos de trabajo con representación de las diversas sensibilidades y discursos presentes. Se contó para ello con el criterio de técnicos de la autoridad ambiental conocedores del perfil de los integrantes de los equipos, entre los que se encontraba la propia autora de esta tesis doctoral. A cada equipo se le propuso realizar un diagnóstico del estado actual del territorio identificando los factores que han condicionado la situación actual del Tolima, así como los principales actores sociales protagonistas involucrados. A continuación, se les asignó un planteamiento de futuro o escenario diferente para cada uno.

Un primer escenario se planteó de acuerdo con las tendencias de transformación del paisaje postconflicto identificadas en el Capítulo 2 y el documento de planeación departamental “Visión Tolima 2025” (Gobernación del Tolima, 2015). Un escenario de tipo “business as usual” de corte claramente productivista, con el objetivo prioritario de aumentar la productividad y la competitividad regional medida a través de la contribución al PIB nacional y, para la cual, se establece una serie de líneas estratégicas de desarrollo que priorizan la industrialización de la actividad agrícola y sus productos derivados con una mirada al comercio nacional e internacional de excedentes. En el segundo escenario se propuso como objetivo cumplir las metas de gestión integral establecidas en diferentes instrumentos de planificación nacional y regional, en la línea del documento “Visión Colombia II Centenario 2019” (DNP, 2005), y el “Plan de Gestión Ambiental Regional

-PGAR 2013-2023” (Cortolima, 2015). Entendida la gestión integral como estrategia de gestión del territorio con el objetivo de promover sinérgicamente el desarrollo sostenible y la conservación de la biodiversidad. Se trataría de una aproximación sistémica para organizar la gestión del suelo, el agua y los recursos vivos, preservando su renovación y minimizando los riesgos. En este planteamiento se consideran simultáneamente las esferas sociocultural, económica y ambiental, tratando de armonizar los intereses de distintos actores sociales que conviven en dicho territorio, mediante su implicación en los procesos de planificación. Por último, se planteó un tercer escenario deseado en el que a los integrantes del grupo correspondiente se les daba libertad para expresar sus preferencias de futuro para el departamento, sin restricciones respecto a los impulsores de cambio y la alternativa de gestión. En cierto modo este grupo ejercía una función de control y realizaba el ejercicio de forma inversa, puesto que ellos fueron quienes establecieron tanto los impulsores como el modelo de gestión.

Partiendo de su percepción del estado actual del departamento, los participantes de cada grupo debían construir un relato con el año 2030 como horizonte temporal. En una primera fase se sometieron a debate y puesta en común las ideas y visiones que les sugería la propuesta de escenario que les había sido asignada, a partir de los impulsores de cambio que actuarían. A continuación, se le pidió explícitamente a cada grupo que elaborase cooperativamente una descripción consistente de la trayectoria que esperarían del sistema socio-ecológico de Tolima tras discutir sobre los eventos o tendencias futuras que consideraban más probables, haciendo explícitas las incertidumbres y las tendencias de los SEs en tal supuesto (Bohensky et al., 2006; Palomo et al., 2011; Amer et al., 2013; Oteros-Rozas et al., 2013). Tras consensuar la mencionada narrativa (*story line*), cada grupo designó a un portavoz que expuso un resumen de su escenario en sesión plenaria.

En la tercera fase o *backcasting* se propuso a los participantes que volviesen al presente, y elaborasen una lista de medidas de gestión necesarias para el cumplimiento del escenario planteado o para confrontar las amenazas que les planteaba, asignando la tarea de implementarlas a las diferentes instituciones involucradas en la gestión (Palomo et al., 2013). Para cerrar esta fase, el portavoz de cada equipo expuso a modo de sesión plenaria para el resto de los grupos, la descripción del estado actual del territorio y la identificación tanto de los actores directamente relacionados con su gestión como aquellos beneficiados y afectados. Seguidamente se describieron las medidas de gestión necesarias para hacer posible el escenario y los actores involucrados en ello. Todo el contenido fue recogido en audio para su posterior transcripción.

5.3 Resultados

5.3.1 Prorización de los servicios de los ecosistemas y su importancia para el bienestar humano a escala local

La discusión supervisada por los relatores sobre ejemplos locales de cada uno de los SEs a evaluar dio lugar a un proceso de interiorización grupal que permitió validar la manera en que los participantes entendían y gestionaban los SEs. Sobre esa base consensuaron el grado de importancia para el bienestar humano atribuible a los SEs evaluados. Hay que resaltar que las valoraciones oscilaron entre los puntos 4 y 5 la mayor parte de las veces, y solo en escasas ocasiones se valoraron aportaciones al bienestar humano como bajas (2), muy bajas (1) o nulas (0) (Fig. 31). El ranking de importancia ponderada de SEs refleja las prioridades asignadas por cada una de las cinco mesas subregionales (Fig. 32). Los SEs de provisión de agua (96 puntos de 100) y de alimento (80) fueron claramente los prioritarios. En un segundo nivel se situaron la regulación hídrica (72), el mantenimiento de hábitat para especies (69) y la educación ambiental (66). Los SEs culturales relacionados con actividades recreativas, el conocimiento científico (28) y la identidad cultural (34), obtuvieron una puntuación muy baja (20, 28 y 34, respectivamente). El servicio menos valorado fue la provisión de materiales de origen geótico (17).



Figura 31. Registro fotográfico del desarrollo del taller desarrollado con las mesas subregionales del Si-dap-Tolima.

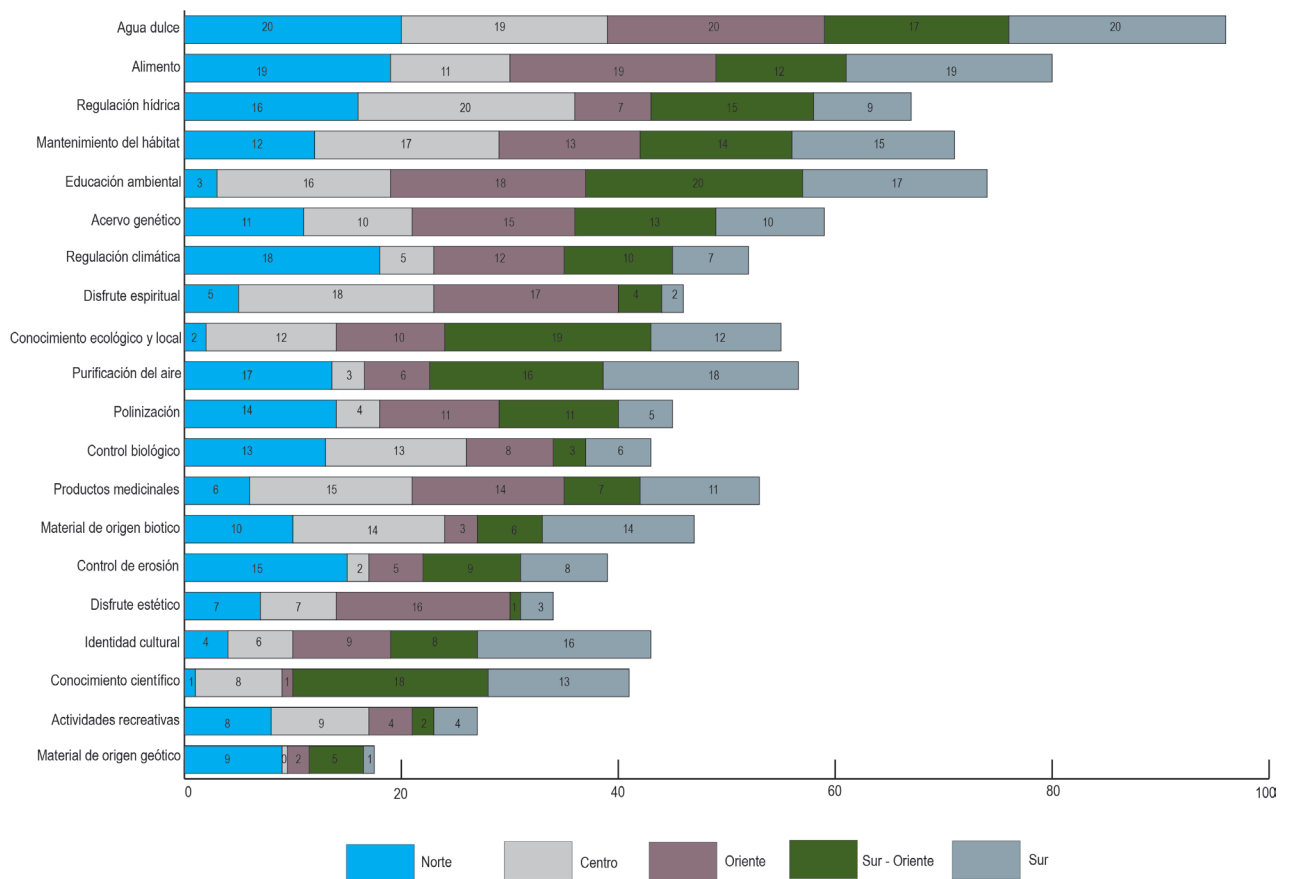


Figura 32. Ranking de importancia ponderada de los SEs por mesa subregional del Sidap-Tolima. Los valores numéricos son el resultado de multiplicar las preferencias reflejadas en los rankings elaborados por cada mesa y las puntuaciones asignadas a cada servicio por su importancia para el bienestar humano.

La comparación por tipología de servicios muestra una diferencia notable en la importancia promedio atribuida a los SEs de suministro de agua dulce y alimento respecto al resto de servicios de provisión evaluados, así como del resto de tipologías. Estos SEs alcanzan el mayor valor de priorización y presentan una gran dispersión entre los valores máximos alcanzados respecto al resto (media: 54,5; desviación típica: 30,8). Esto se debe a la baja prioridad atribuida a la provisión de materiales de origen geótico en todas las mesas subregionales, rozando el nulo en tres de ellas. El acervo genético, los productos medicinales y los materiales bióticos mantuvieron un valor intermedio en la escala de importancia total.

Los SEs de regulación en conjunto tienen un valor promedio de priorización cercano al de los SEs de provisión (media: 53), pero con una dispersión mucho menor (desviación típica: 14,2) (Fig. 32). Entre ellos, la regulación hídrica y el mantenimiento de hábitat para especies son los prioritarios, mientras que al control de la erosión (32,6) se le asignó una importancia algo menor (especialmente por la mesa Centro). Los SEs culturales obtuvieron los valores de importancia más bajos en promedio (40,4), aunque es destacable que entre ellos la mayor importancia corresponde a la educación ambiental y al conocimiento ecológico local, mientras que los valores menores los obtuvieron las actividades recreativas y el

conocimiento científico.

En cuanto a las diferencias observadas entre las mesas subregionales, Centro y Sur-Oriente asignaron valores sensiblemente menores de importancia al suministro de alimento en comparación con Norte, Sur y Oriente. Las mesas Oriente y Sur-Oriente le dieron una menor importancia a la provisión de materiales de origen biótico y geótico, mientras que las mesas Centro y Sur no asignaron valor a la provisión de este último servicio. Se observa que las mesas Norte y Sur-Oriente atribuyen mayor importancia a los SEs de regulación en general; la mesa Centro destaca en regulación hídrica, mantenimiento de hábitat para especies y control biológico; y la mesa Oriente valora principalmente el mantenimiento de hábitat para especies, la regulación climática y la polinización. La mesa Norte fue la que menor importancia concedió a todos los SEs culturales, mientras que para las mesas Centro y Oriente, el disfrute espiritual, estético y las actividades recreativas tienen mayor importancia que para las demás.

5.3.2 Vulnerabilidad de servicios

Para los integrantes del Sidap-Tolima de modo general todos los SEs presentan un alto grado de vulnerabilidad. En concreto, el servicio considerado más vulnerable es el de regulación climática, que recibió la puntuación máxima en todas las mesas (Fig. 33). En segundo lugar, con el mismo valor de vulnerabilidad percibida se encuentran la provisión de agua, el acervo genético y la identidad cultural. En un tercer nivel se encuentran la educación ambiental, la polinización, el control de la erosión, la regulación hídrica, la purificación del aire, los productos medicinales, los materiales bióticos y la provisión de alimentos, considerados con valores altos de vulnerabilidad que difieren entre las mesas. En el extremo opuesto, la provisión de materiales de origen geótico y las actividades recreativas están consideradas con el grado más bajo de amenaza. Los servicios de mantenimiento de hábitat para las especies y conocimiento ecológico local se consideraron de baja vulnerabilidad.

5.3.3 Servicios críticos para la conservación en las mesas locales

La priorización de los SEs, la valoración de su importancia para el bienestar humano y su vulnerabilidad ha permitido identificar un gradiente donde los SEs poco importantes, no prioritarios y no vulnerables corresponde a la provisión de materiales de origen geóticos y las actividades recreativas (cuadrante izquierdo abajo) (Fig. 34). Los SEs considerados críticos para su conservación por parte de las cinco mesas corresponden a dos de regulación, tres de provisión y uno cultural: provisión de agua dulce, acervo genético, provisión de alimento, educación ambiental, regulación hídrica y mantenimiento de hábitat para

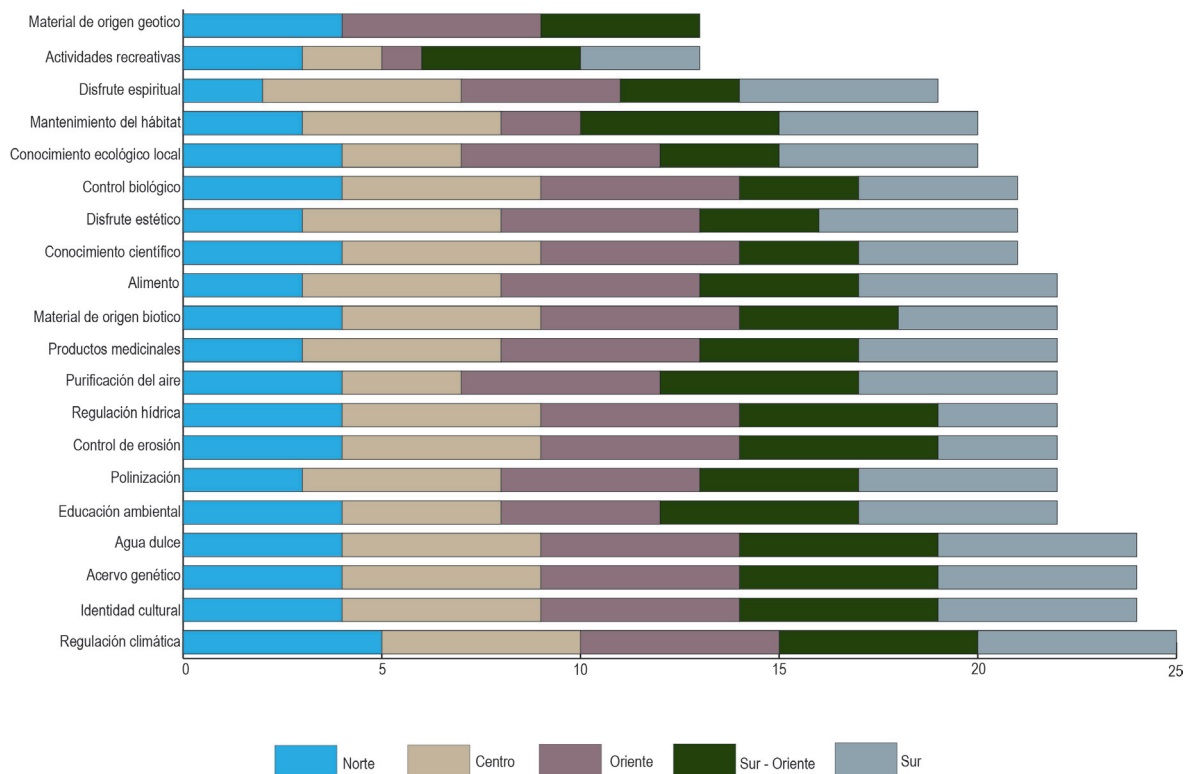


Figura 33. Evaluación de la vulnerabilidad de los SE en las mesas subregionales del Sidap – Tolima.

especies (cuadrante derecho arriba) (Fig. 34). En un nivel intermedio según su prioridad y vulnerabilidad se identificaron dos grupos de SEs. En primer lugar, el servicio de regulación climática se consideró como el más vulnerable de todos (con puntuación máxima), aunque con un valor intermedio de prioridad. En segundo lugar, se situó el mantenimiento del hábitat para especies, que, aunque se valoró entre los más importantes no obtuvo puntuaciones altas de vulnerabilidad (Fig. 34).

5.3.4 Identificación de impulsores de cambio por las mesas locales

Todas las mesas subregionales consideraron la importancia de impulsores de cambio tanto directos como indirectos, a excepción de la mesa Norte que solo citó un impulsor de naturaleza indirecta (Fig. 35). Los impulsores de cambio directos indicados fueron, por orden de importancia, el cambio climático, los cambios de uso del suelo (en concreto la deforestación, la expansión agrícola y la minería a gran escala), la contaminación y la interferencia en los ciclos biogeoquímicos (vinculadas al uso de agroquímicos y proyectos mineros), la sobreexplotación de recursos mineros (graveras, comúnmente conocidas en Colombia como material de arrastre, metales preciosos, principalmente oro e hidrocarburos) y, finalmente, la introducción de especies genéticamente modificadas. Los impulsores indirectos identificados fueron, en orden decreciente según su importancia, el modelo de desarrollo económico nacional, el uso inadecuado de la tecnología (especialmente la asociada con la agricultura industrial), el desarrollo de macro-proyectos minero-energéticos,

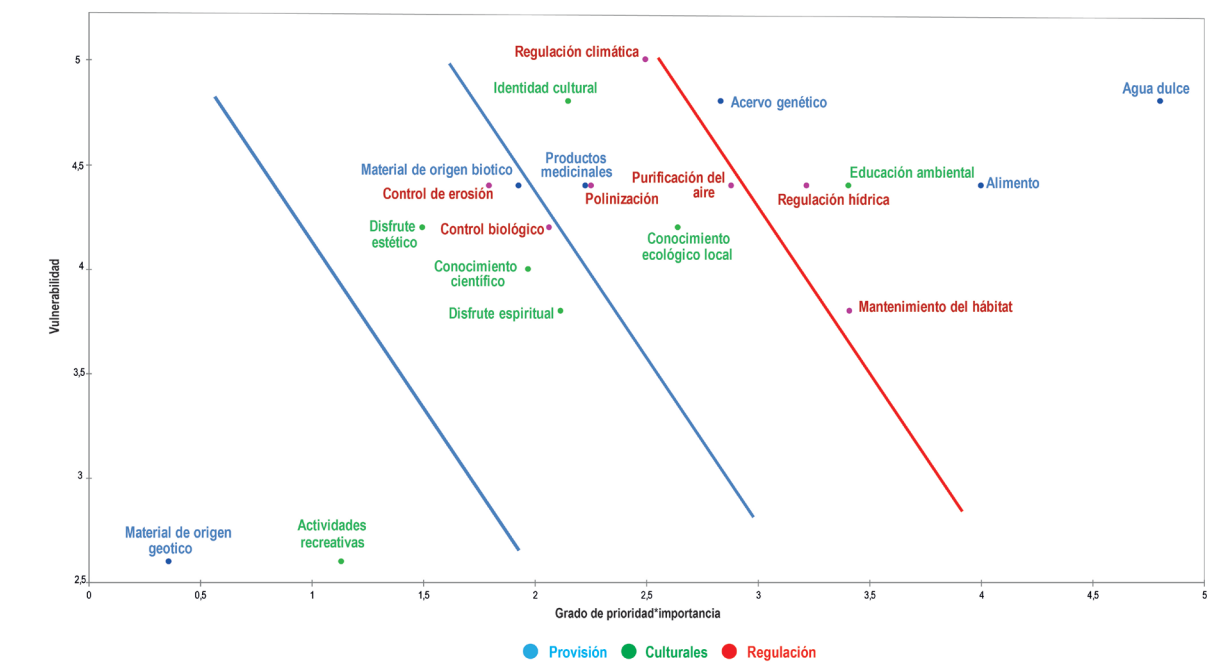


Figura 34. Niveles de prioridad para la conservación de los SEs de acuerdo la percepción de las mesas subregionales sobre su relevancia, importancia y vulnerabilidad. A la derecha y arriba de la línea roja se encuentran los SEs que requieren de manera prioritaria acciones de conservación.

Mesa	Impulsor de cambio	Tipo	Materiales básicos	Seguridad	Relaciones sociales	Salud	Libertad de acción
Norte	Modelo de desarrollo del país	Indirecto	↑	↑	—	↑↑	↑
Centro	Cambio climático	Directo	↑	↑↑	—	↑	—
	Productos genéticamente modificados	Indirecto	↑	↑	—	↑↑	↑
	Uso de agroquímicos	Directo	↑↑	↑	—	↑↑	—
	Uso inadecuado de tecnologías	Indirecto	—	↑	↑↑	↑	↑↑
	Minería a gran escala	Indirecto	↑↑	↑↑	↑↑	↑↑	↑↑
Oriente	Deforestación	Directo	↑↑	↑↑	↑	↑↑	↑↑
	Contaminación	Directo	↑↑	↑↑	↑↑	↑↑	↑↑
	Ética	Indirecto	↑	↑↑	↑↑	↑↑	↑↑
	Autoestima	Indirecto	↑	↑↑	↑↑	↑↑	↑↑
	Indiferencia	Indirecto	↑↑	↑↑	↑↑	↑↑	↑↑
Sur	Deforestación	Directo	↑↑	↑	↑	↑↑	↑
	Cambio climático	Directo	↑↑	↑↑	↑↑	↑↑	↑↑
	Falta sentido de pertenencia	Indirecto	↑↑	↑↑	↑↑	↑↑	↑↑
	Desconocimiento normas ambientales	Indirecto	↑↑	↑↑	↑↑	↑↑	↑↑
	Desarrollo proyectos minero-energéticos	Indirecto	↑↑	↑↑	↑↑	↑↑	↑↑
Sur-Oriente	Expansión agrícola	Directo	↑↑	↑	↑↑	↑↑	↑
	Contaminación	Directo	↑↑	—	↑	↑↑	—
	Falta de educación	Indirecto	↑↑	↑↑	↑↑	↑	↑↑
	Explotación de hidrocarburos	Indirecto	↑↑	↑↑	↑	↑↑	↑↑
	Explotación material de arrastre	Directo	↑↑	↑↑	↑	↑↑	—

Figura 35. Impulsores de cambio identificados por las mesas subregionales del Sidap-Tolima y grado de afectación a las cinco dimensiones del bienestar humano. Dos flechas hacia arriba corresponden a una afectación muy fuerte, una flecha hacia arriba afectación fuerte y una barra horizontal si no genera afectación sobre la dimensión evaluada.

el incumplimiento de las normativas ambientales y, por último, factores psicosociales y de valores sociales como la falta de ética, la pérdida de autoestima grupal, la falta de identidad y sentido de pertenencia al territorio y las carencias graves en educación ambiental. Para los impulsores identificados, cada mesa estableció el nivel de afectación a las cinco dimensiones del bienestar humano rellenando un panel con flechas adhesivas (Fig. 35).

Con los resultados de las tablas de afectación de los impulsores de cambio al bienestar humano realizada por cada mesa subregional y utilizando las grabaciones de las discusiones llevadas a cabo en cada una de las mesas, se realizó un trabajo de síntesis y recuento de los impulsores de cambio identificados, que permitió poner de relieve la visión de conjunto sobre las principales afectaciones al bienestar humano. Aunque la mesa Norte en el ejercicio de elección de los impulsores de cambio solo describió un impulsor indirecto, en la posterior discusión llevada a cabo en la mesa se detallaron los efectos del modelo de desarrollo del país, lo que se consideró para su representación gráfica en la figura 36.

Como impulsores comunes que afectan a todas las dimensiones del bienestar, destacan los denominados factores psicosociales (Fig. 36), seguido en grado de importancia, aparecen las extracciones mineras, que también afectan a las cinco dimensiones del bienestar. La contaminación, el cambio climático y la creación de hidroeléctricas se identificaron como impulsores que afectan a todas las dimensiones del bienestar humano, pero, sorprendentemente, no se consideran como afectaciones muy fuertes. La salud y la provisión de materiales básicos son las dimensiones de bienestar identificadas con una afectación más fuerte, mientras que las menores afectaciones corresponden a las relaciones sociales y la libertad de acción.

5.3.5 Acciones y medidas de gestión propuestas por las mesas subregionales

Como fase final del taller, cada una de las mesas subregionales planteó una serie de medidas de gestión dirigidas a mejorar el suministro de los servicios en el territorio (Tablas 8 a 10). La mesa Norte consideró que el modelo de desarrollo del país es el impulsor de cambio determinante del estado actual del departamento, por lo que manifestó que “únicamente el cambio del modelo de desarrollo del país” podría mejorar los mecanismos de gestión ambiental, en particular la gestión del agua. De igual forma, propusieron fomentar la transversalidad de los conocimientos para mejorar la identidad cultural y el sentido de pertenencia. Por tipologías de servicios, las acciones propuestas para los SEs de provisión corresponden de manera general a la realización de acciones de investigación para la mejora de los sistemas de producción, tendentes a la implementación de

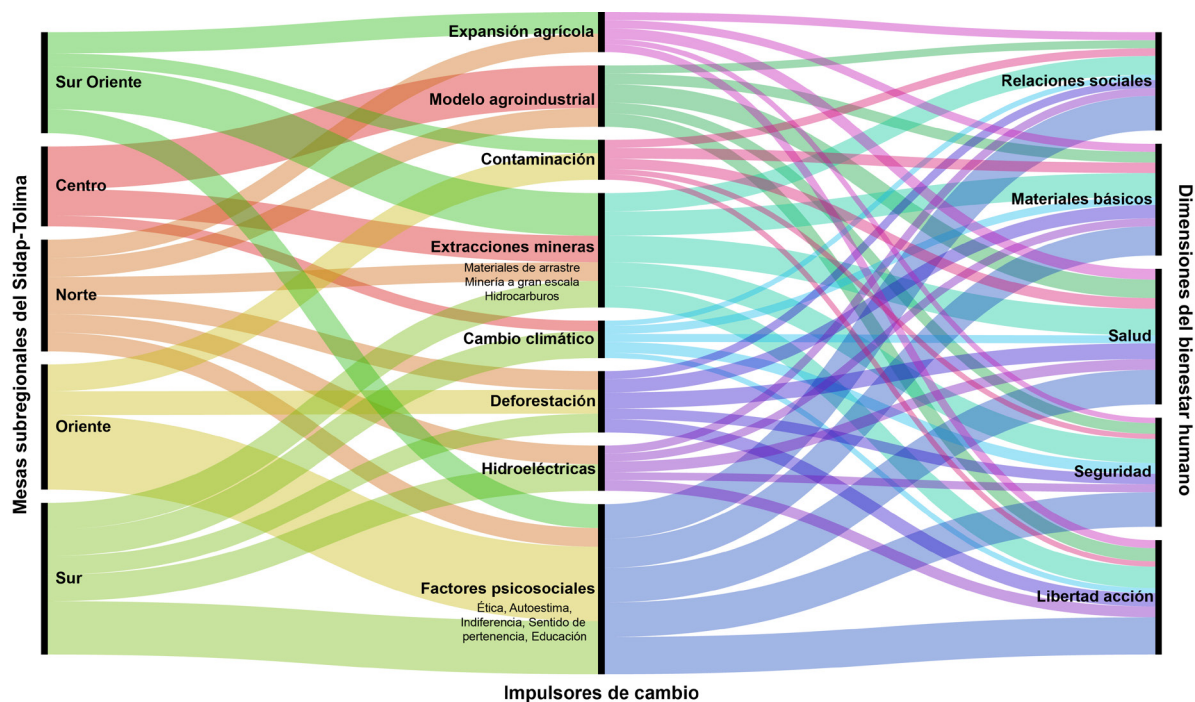


Figura 36. Diagrama de síntesis de los impulsores de cambio regionales identificados por las mesas subregionales del Sidap-Tolima y su grado de afectación a las cinco dimensiones del bienestar humano. La primera sección del gráfico corresponde a la frecuencia con la que fue identificado cada impulsor de cambio en cada una de las mesas subregionales. La segunda sección corresponde a la afectación del impulsor de cambio de acuerdo con la valoración asignada. El grosor de las líneas en las dos secciones indica tanto la frecuencia y afectación acumuladas.

sistemas auto-sostenibles estableciendo límites para su desarrollo. Relacionado con la provisión de agua, las acciones se enmarcan en los procesos de descontaminación de las fuentes hídricas, de su conservación y de su uso racional. Sobre los productos medicinales, por el contrario, las medidas propuestas se dirigen hacia la investigación y el rescate del conocimiento ecológico local, con las medidas éticas necesarias para la gestión responsable de los recursos (Tabla 8).

Tabla 8. Medidas identificadas por parte de las mesas subregionales del Sidap-Tolima para los SEs de provisión.

Servicio	Centro	Sur	Sur-Oriente	Oriente
Alimento	Investigación Uso de productos no maderables del bosque	Implementación de sistemas autosostenibles	Diversificación de cultivos	Producción limpia de alimentos
Abastecimiento de agua		Concienciación y organización de las comunidades en la conservación de las fuentes hídricas	Descontaminación y uso racional del recurso	Descontaminación de las fuentes hídricas
Materiales bióticos	Planes de manejo Implementación de energías alternativas Estufas ecológicas Ecoturismo	Sistemas productivos sostenibles y renovables	Controlar la extracción de materiales	Restauración de ecosistemas Establecimiento de límites en la explotación
Productos medicinales	Investigación y divulgación Protección e intercambio de TEK*	Mantener la biodiversidad		Mantenimiento de la ética sobre el conocimiento y el manejo

*TEK: conocimiento ecológico tradicional (siglas en inglés para *Traditional Ecological Knowledge*)

En cuanto a los SEs de regulación, las medidas propuestas son en su mayoría de carácter normativo. En ellas se establece que la conservación y restauración de los ecosistemas se realice mediante estrategias tales como la creación de nuevos espacios protegidos, el establecimiento de políticas, planes y programas que instauren límites de producción agrícola y niveles contaminantes y que fomenten la reconversión agrícola, el desarrollo del ecoturismo, la creación de incentivos a la conservación, el uso de fuentes de energías alternativas y de medidas de adaptación al cambio climático (Tabla 9).

Tabla 9. Medidas identificadas por las mesas subregionales del Sidap-Tolima para la gestión de los SEs de regulación.

Servicio	Centro	Sur	Sur-Oriente	Oriente
Regulación climática	Investigación para la adaptación en ENP Tecnologías limpias	Reforestación Protección capa vegetal existente	Restauración Disminuir tasas de deforestación	Mantenimiento de los ecosistemas
Purificación del aire	Hacer cumplir las normas de emisiones Tecnologías apropiadas	Generar alternativas eficientes de energías limpias	Descontaminación Reducción partículas contaminantes	Mantenimiento de los ecosistemas
Control de la erosión	Políticas y programas permanentes de conservación ambiental	Manejo sostenible de suelos	Mejora en la capacidad del uso del suelo	Mantenimiento de los ecosistemas
Control biológico	Ampliación de zonas naturales y medidas de adaptación al cambio climático Divulgar investigación	Trasmisión de conocimiento sobre investigación, control y monitorización	Controlar el uso de agroquímicos	Mantenimiento de los ecosistemas
Polinización	Sistemas de producción sostenibles Formación de campesinos	Control o prohibición de la utilización de agroquímicos que afectan los polinizadores	Restringir el uso de agroquímicos que afectan los polinizadores silvestres	Mantenimiento de los ecosistemas
Matener hábitat para especies	Creación de Espacios Naturales Protegidos Reconversión de sistemas productivos	Mayor conciencia de conservación Identificación de áreas importantes	Proyectos para el mantenimiento natural de las especies	Establecer límites a la producción agrícola y pecuaria
Regulación hídrica	Acompañamiento técnico Financiación para la conservación	Medidas preventivas para la sequía e inundaciones	Uso de tecnologías que ayuden al mantenimiento del servicio	Mantenimiento de los ecosistemas
Acervo genético	Mayor rigor para otorgar permisos de investigación	Proteger la biodiversidad en general	Controlar el límite de la frontera agrícola Incrementar formación	Mantener la ética en el manejo y la divulgación del conocimiento

Las medidas de gestión propuestas en torno a los SEs culturales se basan en la recuperación del conocimiento ecológico local y su integración con el conocimiento científico, lo que requiere mayor implicación por parte de las comunidades locales e instituciones en el marco del desarrollo de programas de conservación y de planificación, tanto territorial como sectorial. Una estrategia común es el fomento del ecoturismo, lo que implica acciones de valoración y promoción del paisaje, declaración de espacios naturales protegidos de carácter cultural, apoyo financiero a las iniciativas de conservación privada (denominadas Reservas Naturales de la Sociedad Civil – RNSC), implementación de programas de ciudades sostenibles e incremento de la seguridad ciudadana (Tabla 10).

Las medidas de gestión establecidas se pueden agrupar de manera espacial, las mesas

Centro y Sur establecen medidas relacionadas con normatividad relativa a procesos de conservación y restauración de ecosistemas, planificación y puesta en marcha del ecoturismo y procesos de investigación hacia modelos sostenibles de producción. Por el contrario, las mesas Sur-Oriente y Oriente enfocan las acciones de gestión principalmente hacia procesos de vigilancia y control, como la limitación de frontera agrícola, rigurosidad en la aplicación de la normativa ambiental relacionada con el uso de agentes contaminantes y de los recursos naturales. Por otra parte, consideran que son necesarias acciones relacionadas con la educación ambiental, la organización comunitaria, la recuperación de la identidad cultural y de los saberes ancestrales y el incremento de la seguridad como respaldo a los procesos de ecoturismo que se podrían proyectar en el territorio.

Tabla 10. Medidas de gestión identificadas por las mesas subregionales del Sidap-Tolima para la gestión de los SEs culturales.

Servicio	Centro	Sur	Sur-Oriente	Oriente
Educación ambiental	Desarrollo de programas de conservación Diálogo entre actores	Mayor implicación por parte de las autoridades y la comunidad		Incentivar los procesos de concienciación
Conocimiento científico	Integrar el conocimiento local y ancestral	Creación de alianzas y convenios institucionales		
Conocimiento ecológico local	Implementar programas de ciudades sostenibles Promoción de turismo de naturaleza	Integración de las comunidades y transmisión del conocimiento	Aprovechamiento de los saberes ancestrales de las comunidades	Recuperación de la cultura tradicional de cada región
Identidad cultural local	Programas de educación Buen uso de las TICs	Capacitación y motivación a la comunidad en general	Promoción institucional de la recuperación de ecosistemas	Recuperación de la cultura tradicional de cada región
Disfrute espiritual	Declaratoria de Espacios Naturales culturales	Divulgación de la cultura general y de áreas de interés espiritual	Incentivar el ecoturismo	
Disfrute estético	Valorización del paisajes a través del turismo de naturaleza	Concienciación comunitaria en la conservación ambiental	Promoción de los sitios de mayor belleza escénica	Promover el sentido de pertenencia
Actividades recreativas y turismo de naturaleza	Apoyo a las Reservas Naturales de la Sociedad Civil en la creación de senderos e infraestructuras Planificación turística	Más divulgación y generación de conciencia y protección ambiental en el ciudadano	Dar a conocer los sitios turísticos regionales	Incremento en la seguridad

5.3.6 Taller departamental de diseño de escenarios de futuro

5.3.6.1 Evaluación de la importancia y vulnerabilidad de los servicios desde la mesa departamental

El primer ejercicio de evaluación de SEs desarrollado en el taller regional permitió realizar una identificación individualizada de los servicios críticos para el territorio del Tolima, similar a la realizada en el primer taller con las mesas subregionales. De igual manera que en la evaluación local, los servicios críticos identificados fueron principalmente la provisión de agua, la regulación hídrica y climática y el suministro de alimentos (Fig. 37). Aunque el grado de importancia de estos SEs es similar en ambos casos, el grado de vulnerabilidad expresado a nivel individual por los integrantes de la mesa departamental es mucho menor que el que se observaron en las mesas subregionales.

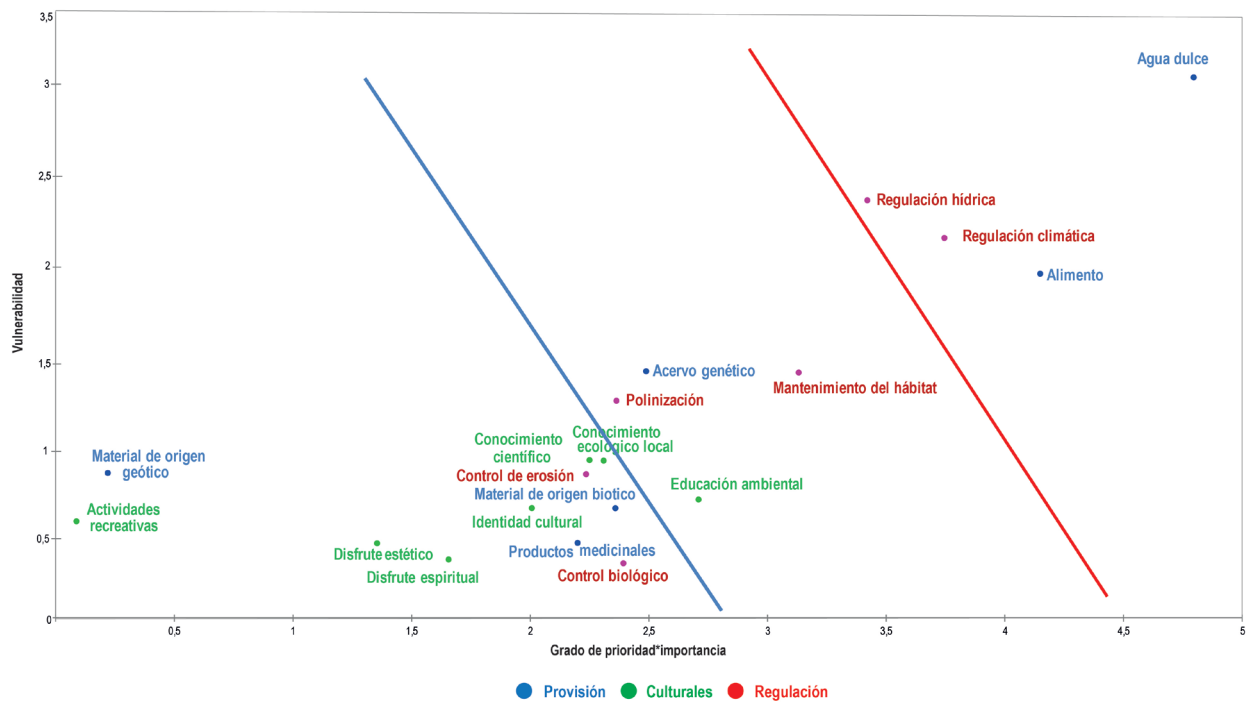


Figura 37. Niveles de prioridad para la conservación de los servicios de los SEs de acuerdo a la combinación de su importancia y vulnerabilidad percibida individualmente por los integrantes de la Mesa Departamental del Sidap - Tolima. A la derecha y arriba de la línea roja están los servicios clave para su conservación.

Los SEs de provisión de hábitat para especies, el acervo genético y la polinización se valoraron en un nivel intermedio de importancia-vulnerabilidad, mientras que los servicios vinculados a las actividades recreativas y a los materiales geóticos se consideraron los menos prioritarios y vulnerables (Fig. 36). Una diferencia importante entre las valoraciones de las mesas subregionales y la departamental es la baja puntuación que ésta última ha otorgado a la importancia y vulnerabilidad de la educación ambiental, frente a los elevados valores asignados por las mesas subregionales.

5.3.6.2 Diagnóstico socio-ecológico e identificación de actores

El primer ejercicio de discusión propuesto a los equipos de participación consistió en analizar la situación actual del territorio del Tolima, identificando las principales dinámicas sociales, económicas y políticas que condicionan su gestión y manejo, así como sus consecuencias ambientales y para la conservación de la naturaleza. Como resultado fue posible realizar un diagnóstico múltiple y complejo, enriquecido por la diversidad de opiniones en cada equipo y por los diversos hilos argumentales desarrollados en cada uno de ellos (Fig. 38).



Figura 38. Registro fotográfico del taller de participación desarrollado con las mesas subregionales del Sidap-Tolima.

Un resumen de las principales descripciones realizadas por los equipos se ofrece a continuación:

- Se señaló como característica relevante del departamento de Tolima en los últimos años un incremento poblacional considerable. Al desarrollo de las zonas urbanas se añade el fenómeno de acogida de desplazados por el conflicto armado, que ocupan zonas suburbanas, lo que implica un crecimiento urbanístico no controlado ni regulado. Este crecimiento demográfico supone un aumento acelerado de las necesidades de consumo de alimentos y las aspiraciones de incremento de los niveles de consumo, circunstancias que retroalimentan la necesidad sociológica de mayores ingresos. Esto provoca que las personas con alto nivel educativo busquen oportunidades laborales acordes con su formación en grandes ciudades como Bogotá D.C. o en el extranjero, que no se encuentran a nivel regional. Asociado a este modo de vida urbano y a las demandas de esparcimiento se han iniciado procesos de desarrollo de turismo de naturaleza en áreas conservadas tradicionalmente, provocando también allí desarrollos urbanísticos desordenados, así como un modelo de turismo no regulado, tal como ocurre en El Cañón del Combeima, en el

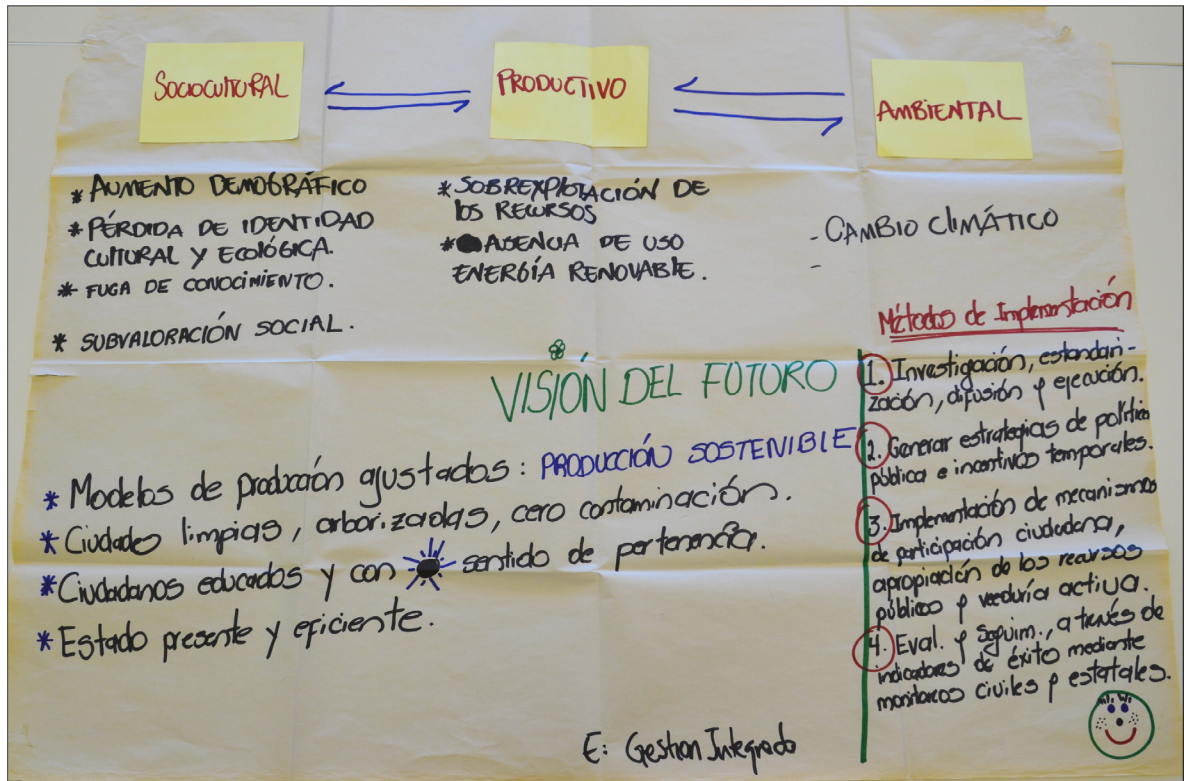


Figura 39. Póster elaborado por el grupo de trabajo de "Gestión Integrada" de la mesa departamental del Sidap-Tolima para la descripción del estado actual del territorio de Tolima.

municipio de Ibagué (Fig. 39).

- Se está configurando así una sociedad individualista, en la que las empresas y productores buscan obsesivamente el incremento de ingresos, asociada a un modelo económico productivista que incide directamente sobre la ordenación del territorio. Este modelo productivo está promoviendo la pérdida de áreas naturales o paisajes agrarios multifuncionales en favor de una agricultura industrializada de monocultivo y que depende del uso intensivo de agroquímicos (Fig. 39). Son habituales las nuevas roturaciones y las talas abusivas que conllevan la pérdida de suelo y la contaminación de las fuentes hídricas, la deforestación y la sobreexplotación de los recursos naturales. Ligado a lo anterior se produce una proliferación de las infraestructuras hidráulicas para la puesta en producción de nuevos regadíos y la sociedad teme la apertura a la implementación de cultivos transgénicos. Este mismo modelo de desarrollo suscita la construcción de infraestructuras hidroeléctricas y de megaproyectos de minería a cielo abierto, razón por la cual no se promueve el desarrollo de tecnologías energéticas renovables. Junto con esta situación de desarrollo socioeconómico coexisten las consecuencias del largo conflicto armado vivido en el país sobre las familias campesinas, obligadas al abandono del campo y al desplazamiento forzado. Este escenario social ha generado un gran número de desplazados en condiciones

de pobreza para los que no se ha logrado suficiente actuación de carácter humanitario ni apoyo financiero gubernamental, que pudieran permitir el desarrollo agropecuario de pequeña escala en las zonas de acogida. Los campesinos están claramente desfavorecidos en los procesos de distribución de la tierra en las zonas rurales del país (Fig. 40).

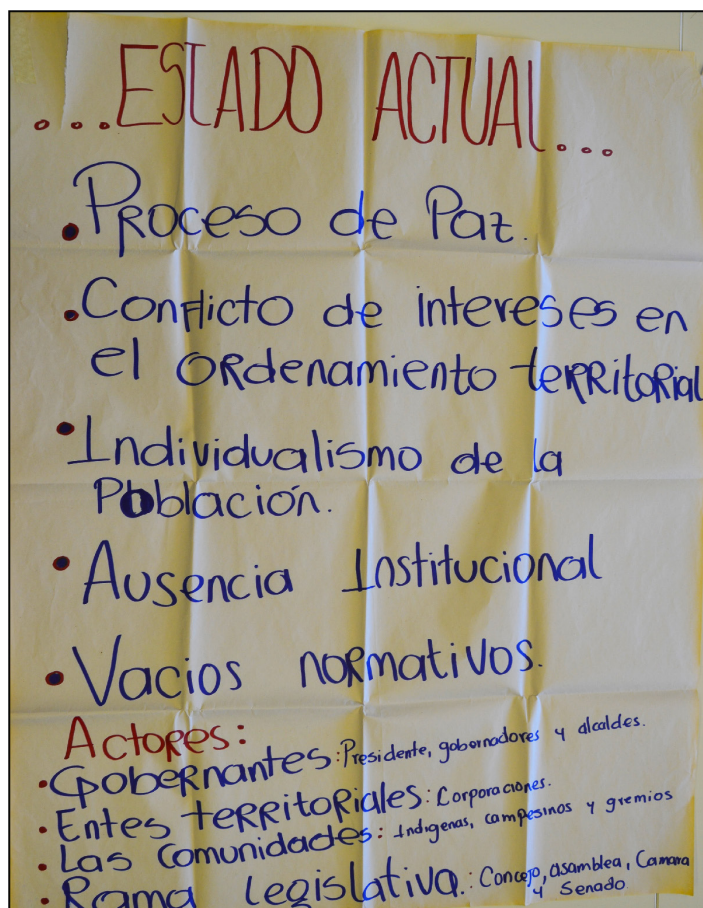


Figura 40. Póster elaborado por el grupo de trabajo de “Tolima productiva” de la mesa departamental del Sidap-Tolima para la descripción del estado actual del territorio de Tolima.

- Como consecuencia de las tendencias anteriores, la valoración de la vida rural tradicional decae y se produce una pérdida de identidad cultural y paisajística. La falta de capacitación dirigida a las nuevas técnicas de cultivo, junto a la pérdida del conocimiento ecológico tradicional, incluido el indígena, se consideran factores determinantes en la proliferación de malas prácticas agrícolas que provocan degradación social y ecológica del campesinado. La desinformación afecta mucho más a los pequeños productores, que no pueden amortiguar financieramente las consecuencias de las caídas del precio de los productos, a diferencia del industrial distribuidor y/o transformador, que sí es capaz de asumir las pérdidas (Fig. 41).
- Las federaciones agrarias se erigen en portavoces de los intereses de los campesinos, agricultores y ganaderos, pero a veces lo hacen sin suficiente capacitación ni

conocimientos, lo que incrementa el número de errores y su frecuencia de repetición. El ejemplo paradigmático es el de la Federación Nacional de Cafeteros y la promoción del cultivo de café de completa exposición al sol para incrementar la producción, lo que implicó la tala masiva de bosques que se mezclaban con la producción tradicional de café en sombra, mucho más compatible con los servicios de regulación hídrica, climática, de fertilidad del suelo y control de la erosión. La caída del precio internacional del café por el exceso de oferta supuso la quiebra de miles de familias campesinas.

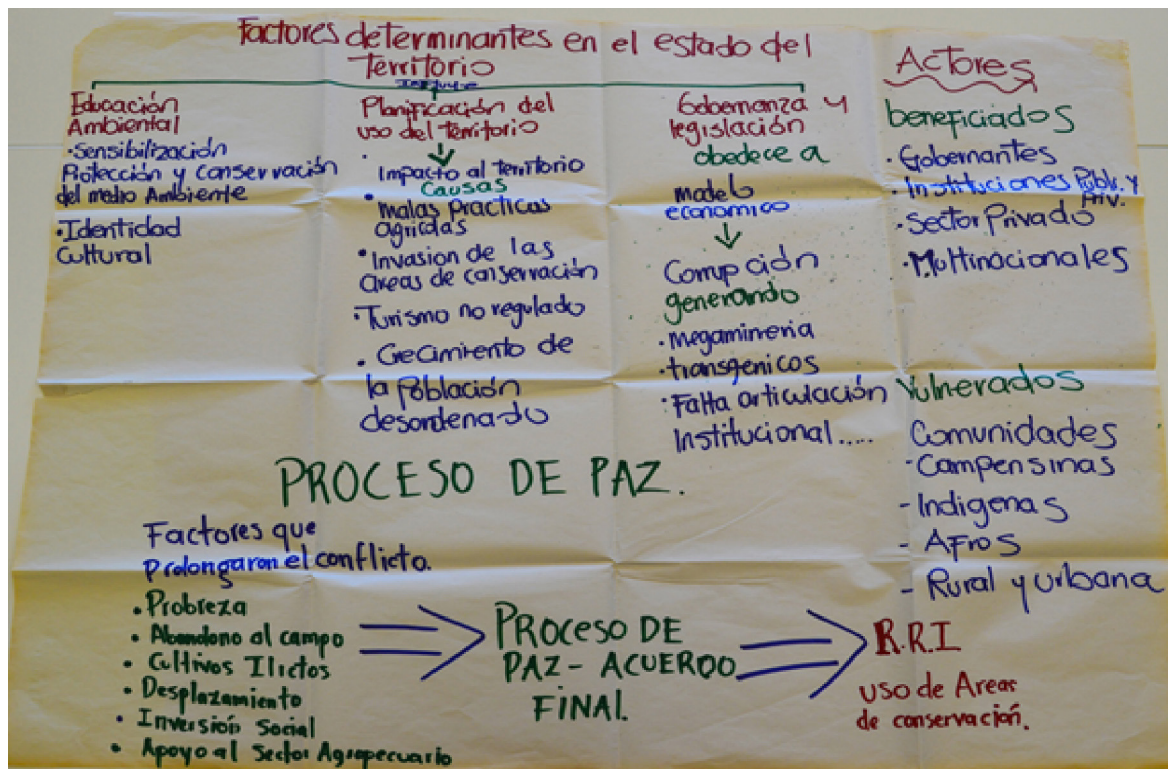


Figura 41. Póster elaborado por el grupo de trabajo de “Gestión integrada” de la mesa departamental del Sidap-Tolima para la descripción del estado actual del territorio de Tolima.

- El Proceso de Paz se considera como un factor determinante en las opciones de desarrollo económico a futuro que se tomen en el departamento. La reforma rural integral que se prevé en los Acuerdos de Paz, contempla para el departamento de Tolima el aprovechamiento económico de áreas naturales que han sido inaccesibles durante décadas debido al conflicto. Si bien esto tiene aspectos positivos para el desarrollo, también introduce una seria incertidumbre acerca de las alternativas de uso emprendidas, con muy distintas consecuencias sociales y ambientales a medio y largo plazo, todas ellas agravadas por el hecho de que no cuentan con mecanismos de planificación y monitorización, que una vez implementados deberían ser participativos. La experiencia previa en zonas de páramos desocupadas por los grupos armados consistió en la introducción masiva de ganado en lugares donde nunca antes lo hubo. Esto induce a pensar que puede ocurrir algo similar con el regreso de familias campesinas a las tierras ocu-

padas por sus antepasados y con la recolonización a menudo desordenada de terrenos hasta el momento inaccesibles, vinculada a la construcción de nuevas infraestructuras.

- Se destaca la importancia de desarrollar estrategias adecuadas de mitigación y adaptación al cambio climático en un futuro inmediato en el que se prevén cambios muy rápidos y radicales en la sociedad colombiana posconflicto, y se advierten temores de que no se preste la debida atención a los problemas ambientales, eclipsados por las necesidades y las ambiciones de desarrollo económico. Un ejemplo es el ascenso altitudinal del cultivo de papa que se está produciendo en los pisos altos de las montañas, cuya falta de regulación está provocando problemas de erosión y contaminación de acuíferos (Fig. 41).
- El escenario actual del departamento de Tolima es visto como el resultado de una marcada ausencia institucional en el territorio, causa y consecuencia del conflicto armado. A ello se une la debilidad gubernamental en materia de control ambiental, los vacíos normativos existentes y la falta de aplicación de las leyes, en una atmósfera de dejación de funciones y corrupción. Se señala que esto tiene su reflejo en una falta generalizada en toda la sociedad de sensibilización ambiental y desinterés por la implementación de acciones de protección y conservación de los ecosistemas.
- Entre los actores involucrados y responsables en el manejo de la situación, los equipos de trabajo identificaron la importancia clave de las decisiones tomadas por los gobernantes y las instancias legislativas del país, a pesar de ser elegidos por votación popular, los entes territoriales de los departamentos y las autoridades ambientales. Paralelamente y muy vinculadas a los organismos gubernamentales, mencionaron el importante papel fáctico en la gestión y explotación del territorio que juegan las grandes empresas del “agronegocio” , tanto de escala nacional como trasnacional. Diversos participantes hicieron notar que grandes empresas y políticos de alto nivel configuran una oligarquía privilegiada. Frente a ellos, las comunidades rurales, campesinas e indígenas, y la población urbana trabajadora son actores vulnerables a los que les toca sufrir las consecuencias de decisiones productivas con fines lucrativos, que no suelen tenerlos muy en cuenta o que utilizan su vulnerabilidad para forzarles a aceptar formar parte de modelos de explotación de los recursos perjudiciales para el medio ambiente, la salud y la propia justicia social.

5.3.6.3 Diseño de escenarios de futuro para el departamento de Tolima 2030

La propuesta de escenarios de futuro obedece a la selección de situaciones plausibles caracterizadas por diferentes configuraciones de los impulsores de cambio. En el presente trabajo se consideraron los siguientes escenarios:

1. Una situación posible en la que se cumplen las tendencias más probables de los impulsores de cambio de acuerdo al escenario predictivo posconflicto realizado en el Capítulo 2, la cual puede ser enmarcada en el documento de planificación regional “Visión 2025” de la Gobernación del Tolima;
2. Una opción que representa la posibilidad de que se lleven a la práctica de forma exitosa los objetivos y visiones de futuro planteados en diversos instrumentos de planificación territorial de orden nacional a regional, consiguiendo la implantación de un modelo de gestión ambiental integrada;
3. El planteamiento de un escenario control, para lo que se instó a los participantes a diseñar su propio futuro deseable y sostenible, contrastable con los anteriores supuestos. Cada escenario y sus respectivos impulsores de cambio se describen a continuación.

Escenario 1. Tolima productiva: el peligro de seguir haciendo lo mismo

La Gobernación del departamento de Tolima, en su política pública denominada “Visión Tolima 2025” (Gobernación del Tolima, 2015), plantea un ejercicio de reflexión regional que reconoce problemas de crecimiento económico y baja competitividad del departamento, afirmando que esta situación a largo plazo terminará generando retrasos en el desarrollo frente a los demás departamentos. Considera que se hace necesario salir de ese círculo vicioso de lento crecimiento y baja competitividad mediante un ejercicio de construcción compartida de visión para el futuro del departamento. Como resumen de esta visión queda el siguiente mensaje clave sobre las intenciones de futuro:

“En el 2025, el Tolima será uno de los siete departamentos más competitivos de Colombia, con mejores niveles de desarrollo económico y social que se reflejarán en una participación mínima del 3% dentro del PIB nacional, e índices de desempleo y de población bajo la línea de pobreza iguales al promedio nacional, logrados como resultado de su enfoque hacia sectores de alto valor agregado, la formación empresarial y del capital humano, y la consolidación de la plataforma de infraestructura requerida” (Gobernación del Tolima, 2015).

Teniendo en cuenta los principios y principales líneas de acción de esta política, muy en consonancia con los resultados del análisis biofísico y socioeconómico realizado en el Capítulo 2, y con la visión emergente del diagnóstico sociocultural realizado por los participantes en los talleres, se propuso un primer escenario, que fue denominado por los participantes “Tolima Productiva”, con los siguientes impulsores de cambio:

“Tolima productiva”

El modelo económico se orienta a maximizar la producción y el PIB del Tolima

Los territorios desmovilizados posconflicto suponen una oportunidad para estabilizar el proceso de paz mediante el desarrollo económico

El medio para impulsar el desarrollo del departamento se basará en fomentar la competitividad y la tecnificación e industrialización agrarias

Se apuesta por la iniciativa privada con facilidades y ayudas financieras públicas


Se promueve la investigación para el desarrollo agropecuario y la productividad

Se realizan campañas de concienciación para informar a la población de las ventajas del modelo de desarrollo económico para su nivel de vida y consumo

Se fomenta la apertura de los habitantes de la zona a la globalización cultural y económica

La conservación de la naturaleza es un activo que se puede rentabilizar a través del turismo

Se busca cómo hacer los espacios protegidos económicamente rentables.



Para el equipo que analizó este escenario, la posibilidad de alcanzar sus propuestas implica un claro crecimiento económico y de poder político de los gremios productivos. Situación que beneficiaría en mayor medida al sector agropecuario, dadas las grandes posibilidades y recursos por explotar del territorio Tolimense y el escaso desarrollo industrial del que se parte. En concreto, se esperaría un fortalecimiento de los cultivos de arroz y café, junto con una ampliación de los territorios dedicados a ganadería, así como una intensificación en los métodos usados para producir. En cuanto a las comunidades, se prevé un fortalecimiento de grupos empresariales locales que, dada la tendencia individualista identificada en el diagnóstico, concentrarían el beneficio en grupos familiares pequeños, especialmente en aquellas comunidades donde menos organizado esté el cooperativismo. Respecto a las instituciones se prevé un incremento de la influencia del sector privado que presionará para “manipular” el uso de los presupuestos públicos en su beneficio. Este escenario es interpretado por los participantes como el más probable si las tendencias observadas en el diagnóstico siguiesen su curso (en términos anglosajones la estrategia *business as usual*) (Fig. 42). Las empresas trasnacionales tendrían un papel muy relevante en este escenario, tanto accediendo directamente a la producción, como adquiriendo los productos para manufacturarlos y distribuirlos, acaparando en ambos casos la mayor parte del valor añadido. En resumen, sería muy rentable para “otros”, no para la población de Tolima, lo cual muy probablemente significaría una presión insoste-

nible sobre los ecosistemas, los recursos y las comunidades locales.

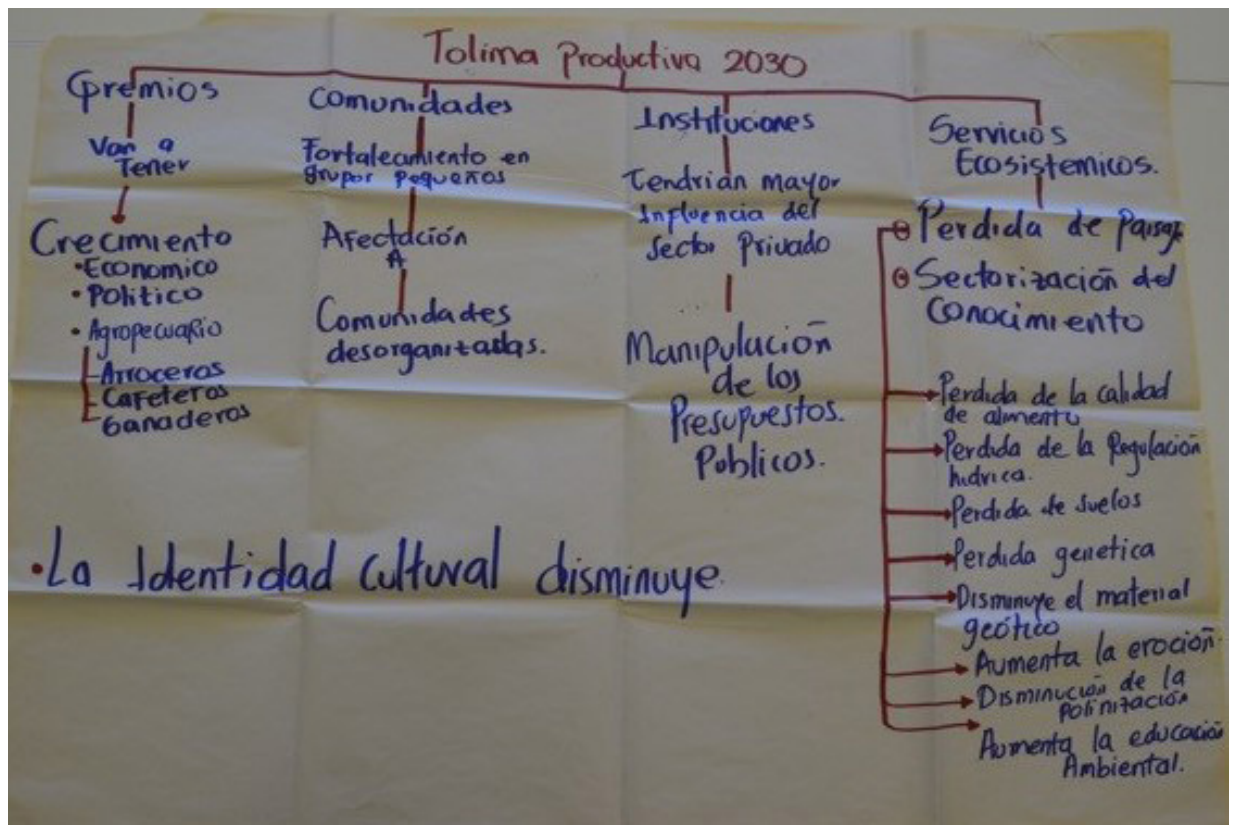


Figura 42. Póster elaborado por el equipo del escenario "Tolima productiva" .

Las acciones de gestión identificadas por el grupo fueron sobre todo de mitigación de los impactos previstos por la implementación del escenario, es decir, se trata de un planteamiento reactivo frente a la posibilidad de llegar al escenario. La primera necesidad identificada se refiere a conseguir un ordenamiento territorial concertado, basado en una verdadera participación de la comunidad en la toma de decisiones (empoderamiento local) y el uso de los recursos financieros (presupuestos participativos) (Fig. 43). Para ello consideran necesario el fortalecimiento de las capacidades comunitarias enfocadas a alcanzar una representación política suficiente y a la redistribución de la producción económica, objetivos que requieren del incremento del conocimiento y la reducción del alto grado de desinformación existente en la población.

Se plantea como imprescindible la creación de un nuevo modelo educativo que promueva el arraigo de la población local y su implicación en la gestión territorial sostenible a través de la recuperación del conocimiento tradicional y la identidad cultural que este modelo tendería a minusvalorar. Simultáneamente a lo anterior, proponen un esfuerzo gubernamental para introducir convenientemente la asignación presupuestaria pública de incentivos ambientales dirigidos a acciones concretas de conservación privada en ecosistemas

de importancia, principalmente para el suministro hídrico, que a la vez promuevan el uso sostenible de los recursos (Fig. 43).

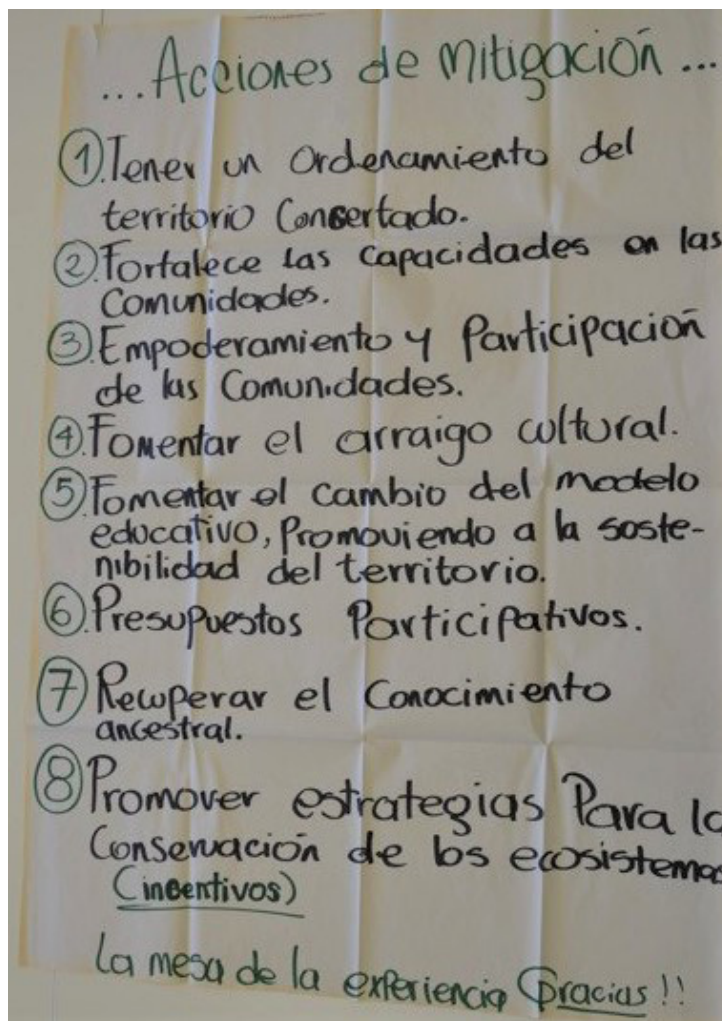


Figura 43. Póster con medidas propuestas para mitigar los impactos del escenario “Tolima Productiva”

Escenario 2. Modelo de Gestión Integrada en Tolima

Declaraciones de intenciones como el documento “Visión Colombia II Centenario 2019” , que constituye un ejercicio prospectivo de planeación nacional (DNP, 2005), se alinean con el planteamiento de gestión integral del territorio: “En 2019 Colombia habrá alcanzado un ritmo sostenido de desarrollo económico y social, fundamentado en el aprovechamiento sostenible del medio ambiente, los recursos naturales, la biodiversidad y los servicios que proveen; y se habrá incorporado la participación de la sociedad en la toma de decisiones ambientales, en sus costos y en sus beneficios” . A nivel regional, la política de “Visión Tolima 2025” , plantea tres principios clave para conseguir la puesta en práctica de su modelo de desarrollo: a) debe estar centrado en las personas; b) debe ser sostenible; y c) debe equilibrar lo rural y lo urbano (Gobernación del Tolima, 2015). En este sentido, el “Plan de Gestión Ambiental Regional -PGAR 2013-2023” (Cortolima, 2015), teniendo como marco de referencia la “Visión Tolima 2025” , plantea una visión

del Departamento de Tolima a 2023 que apuesta claramente por la gestión integral del territorio.

Es evidente que ambos planteamientos, pese a formar parte de una misma estrategia, incluyen un conjunto de propuestas que podrían dar lugar a escenarios distintos. Para testar esta hipótesis desde un punto de vista sociocultural, el segundo equipo de participación recibió el encargo de elaborar un escenario acorde con esta última visión de integración. Los impulsores de cambio fueron tomados del PGAR 2013-2023, los cuales se resumen en:

“Modelo de gestión integrada”

El modelo de desarrollo económico integra los factores social, cultural y ambiental, incorporando enfoques, técnicas y prácticas de producción sostenible

El ordenamiento territorial asume la protección y conservación de los recursos naturales que sustentan el desarrollo regional y restringe la ocupación en zonas de alto riesgo

Se implementan procesos participativos para la gestión territorial y la educación ambiental se convierte en eje fundamental de la capacitación de los ciudadanos y campesinos

Se recuperan y protegen prácticas de manejo de las comunidades campesinas e indígenas que contribuyan a la conservación del paisaje y los recursos naturales.

Se genera conocimiento requerido para la toma efectiva de decisiones en la gestión y administración del sistema

Se realiza seguimiento continuo sobre el cumplimiento de los objetivos de conservación y desarrollo sostenible

Se promueve un ecoturismo regulado que integra el disfrute con la educación y valoración del patrimonio cultural y natural, en los espacios naturales protegidos.



En este escenario, los participantes identificaron que el objetivo era la búsqueda activa del equilibrio entre productividad y conservación de la biodiversidad, para así conseguir una oferta diversa de servicios de los ecosistemas que sustenten el desarrollo regional. Esta circunstancia les hace prever una evolución hacia procesos de gestión y administración eficientes y participativos. Las cuencas hidrográficas y los ecosistemas estratégicos estarán bien protegidos por un ordenamiento territorial cuyo determinante será la protección y conservación de los recursos naturales, restringiendo la ocupación de aquellas zonas con alto valor ecológico y/o vulnerabilidad. Por ello se espera un aumento de las áreas protegidas, pero manteniendo una gradación de usos en sus límites y preservando la conectividad entre ellas en todo el territorio (Fig. 44).

Se pondrán en marcha modelos de producción sostenible, para lo cual se necesita investigación, estandarización, difusión y ejecución de estrategias y medidas gubernamentales lideradas por la Autoridad Ambiental. Sería el caso de los pagos por servicios ambientales, siempre basados en incentivos parciales para no generar dependencias económicas perversas de estos nuevos modelos de cambio ambiental. En tal caso, los sectores productivos se sentirían responsables de la implementación de agendas de producción limpia y los municipios empoderados en la gestión del riesgo ambiental, asumiendo activamente el saneamiento de sus aguas residuales y residuos sólidos. Se esperaría que, de la sinergia entre el modelo de planificación territorial, la protección de los ecosistemas y de la biodiversidad y la implantación de modelos de producción sostenible, se obtuviese como resultado un paisaje multifuncional heterogéneo, diverso y con predominancia de mosaicos de usos y coberturas del suelo, donde las actividades productivas respetasen los flujos de materia y energía naturales (Fig. 44).

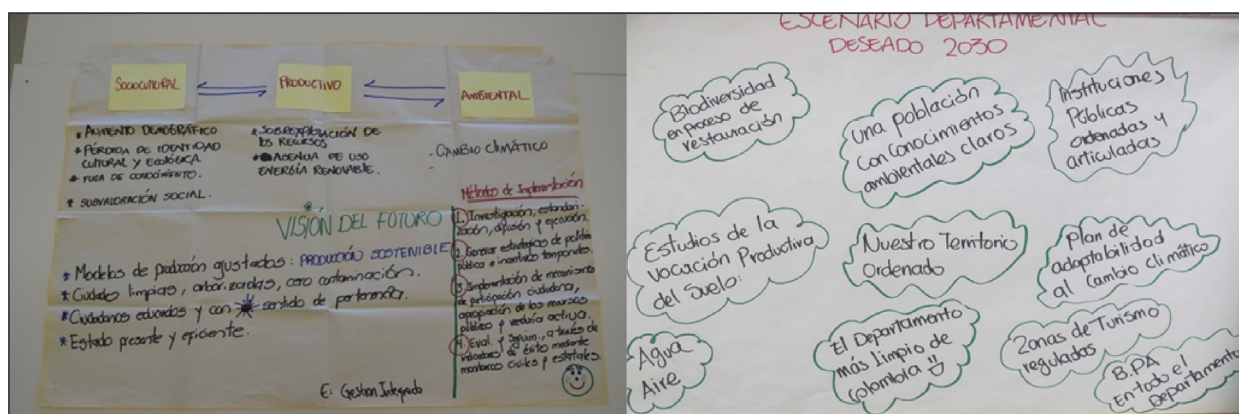


Figura 44. Póster elaborado por el equipo del escenario "Gestión Integrada" .

En este escenario destaca la presencia y eficiencia del Estado, con una autoridad ambiental reconocida por su liderazgo, que promueve el desarrollo de ciudades que se caractericen por bajos niveles de contaminación y el incremento de la infraestructura verde y el arbolado urbano. A su vez, una sociedad comprometida con el ambiente donde los ciudadanos están concienciados y con elevado sentido de pertenencia podría ejercer mecanismos de veeduría ciudadana (mecanismo democrático de representación que permite a los ciudadanos ejercer vigilancia sobre la gestión pública) sobre el quehacer institucional. La ciudadanía colaboraría en el mantenimiento de la calidad ambiental debido a la implementación de mecanismos de asociación comunal y participación ciudadana, así como de una sólida comunicación y educación para la sostenibilidad (Fig. 44).

Estos modelos de gestión integrada requieren de procesos de investigación, estandarización y monitorización constantes que permitan su adecuada aplicación y mejora. Se

hace necesaria la participación efectiva de las organizaciones ciudadanas para articular y mantener estos procesos, y el propio Estado debe estar pendiente de la vigilancia de la sociedad civil a través de un seguimiento que muestre indicadores de éxito, además de poner al alcance de los ciudadanos recursos para evaluar y realizar sus propias monitorizaciones civiles (ciencia ciudadana). De esta forma, serían capaces de reconocer y defender el buen estado de la naturaleza para que siga proporcionándoles servicios, ya que serían muy conscientes de que de ellos depende su bienestar (Fig. 44).

Escenario 3. Escenario deseado: Tolima en armonía con la naturaleza

En este grupo de trabajo se procedió con una dinámica algo distinta a los anteriores, ya que no se les propuso condicionantes ni tendencias de los impulsores de cambio que les constriñesen las posibilidades de imaginar el futuro, a excepción de conseguir el objetivo básico de sostenibilidad. Por ello la dinámica fue inversa, primero debían imaginar el futuro y después ver qué condicionantes, impulsores y medidas estaban implicadas. El grupo coincidió en que este escenario se caracterizaría por presentar a Tolima como un departamento productivo, cuyo desarrollo se llevaría a cabo en armonía con la naturaleza. Siguiendo este hilo argumental, el desarrollo del escenario comenzó por la especificación de los impulsores de cambio y tendencias que el grupo consensuó como definitorias de una situación deseable. El cuadro propuesto se resume así:

“Tolima en armonía con la naturaleza”

- Se generalizan buenas prácticas agrarias, ganaderas y forestales, compatibles con la biodiversidad*
- Los usos del suelo son acordes con la “vocación productiva del terreno”*
- Se instalan sistemas prevención de la contaminación y depuración de agua.*
- Los ecosistemas están en proceso de restauración espontánea y, en casos necesarios, asistida*
- El territorio se gestiona para maximizar los servicios ecosistémicos*
- Se construye con materiales y métodos sostenibles (evitando la extracción masiva de áridos)*
- La población recibe conocimientos y educación ambientales y adopta estilos de vida cada vez más sostenibles, saludables y solidarios*
- Los organismos públicos ponen en práctica acciones para mitigar las emisiones de GEI's*
- El turismo desarrolla buenas prácticas y se restringe en las áreas protegidas*
- El proceso de Paz se materializa y se pone en práctica un sistema de guardabosque con personas desmovilizadas de los grupos armados*
- Se promueven infraestructuras de transporte para facilitar el modelo de desarrollo*



Este grupo tuvo muy presente el proceso de cambio que se espera tras la implementación del Acuerdo de Paz. Consideraron imprescindible para que el escenario tuviese opción de viabilidad, que se desarrollase bajo directrices estatales claras y se realice vigilancia

a la hora de materializarlo de forma efectiva en el territorio (Fig. 45). La preocupación principal era garantizar la reubicación y el justo reparto de la tierra, cumpliendo además con las normativas y buenas prácticas ambientales. La principal acción identificada por el grupo para que este escenario sea factible corresponde a la realización de un inventario de recursos para poder planificar de forma adecuada los usos del territorio. Resaltaron la importancia de articular y desarrollar los diversos instrumentos de gestión que existen a escala regional y local. Esto requiere de la aplicación efectiva y transparente de las normas ambientales, la articulación de las instituciones y el trabajo coordinado de las mismas. Este tipo de gestión tendría que priorizar de forma explícita y decidida la compatibilidad de los usos productivos con la conservación y restauración de la biodiversidad. El grupo citó los Planes de Manejo de Cuencas Hidrográficas (POMCA), como un ejemplo de ordenación sobre el papel que no es llevado a la práctica y cuya implementación significaría un buen paso adelante (Fig. 45).

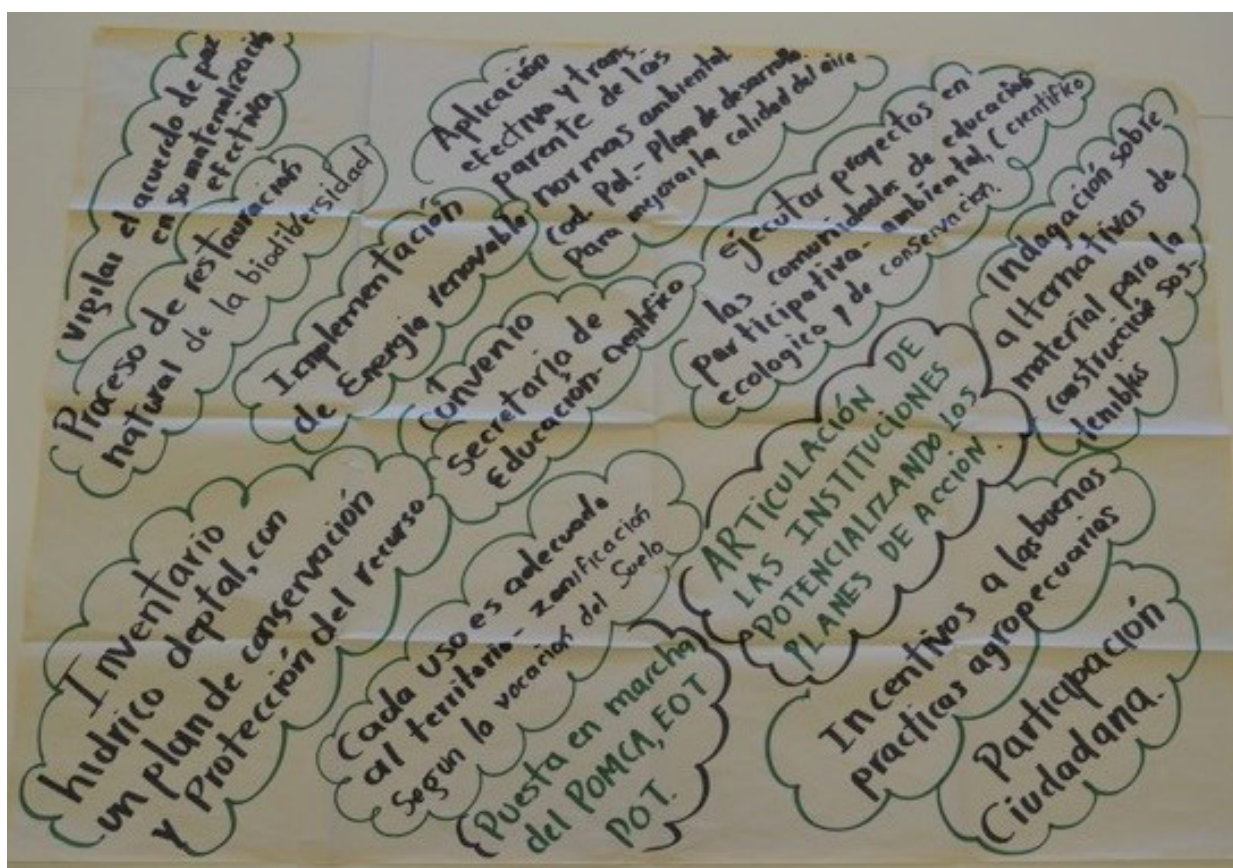


Figura 45. Póster elaborado por el equipo del escenario "Tolima en armonía con la naturaleza" .

Se señaló la importancia de que los planes de ordenación estén basados en el conocimiento científico sobre la capacidad edáfica, para planificar los sistemas de producción "de qué y dónde" , lo que garantizaría un desarrollo agrícola acorde con las características del suelo. Deberían estar incentivadas las buenas prácticas agrarias y los servicios ambientales. Asimismo, resaltaron la importancia de la educación para la sostenibilidad

y mejora de las capacidades comunitarias para la participación ciudadana, que es la columna vertebral del Proceso de Paz. Se quiere para 2030 que cada ciudadano, desde el más pequeño hasta el más adulto, conozca y se integre más en su comunidad y tenga la potestad de participar en todo aquello que le afecta y que muchas veces por desconocimiento no valora y defiende (Fig. 44). En este escenario también se planteó la necesidad de un plan de acción frente al cambio climático, basado en la implementación de energías renovables y estilos de vida más sostenible, como por ejemplo el tipo de movilidad y de ocio en áreas naturales.

5.3.6.4 Implicaciones de los escenarios de futuro sobre los servicios de los ecosistemas

A partir de las descripciones realizadas por cada grupo de trabajo sobre los escenarios de futuro planteados, se analizó el posible cambio de los SEs teniendo como punto de partida el escenario actual de Tolima. Los escenarios de "Gestión Integrada" y "Tolima en armonía con la naturaleza" (escenarios 2 y 3, respectivamente) presentan una mayor similitud en la posible tendencia de cambio, relacionada en ambos con la mejora del suministro de SEs, a diferencia del planteamiento del escenario de Tolima productiva (Fig. 46).

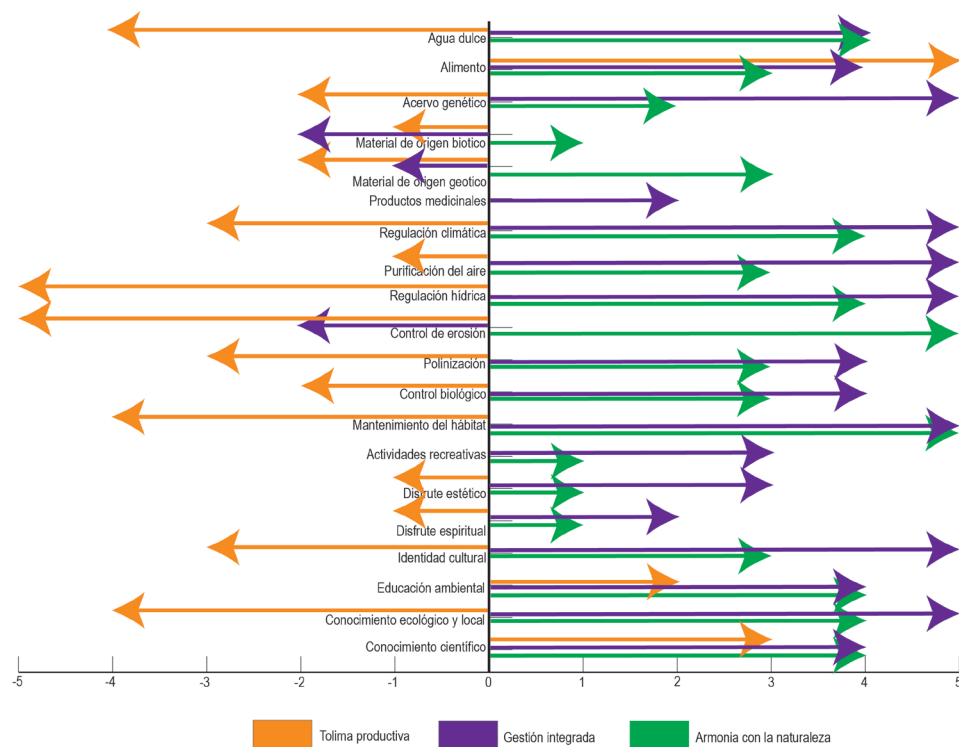


Figura 46. Cambio en el suministro de SEs para cada uno de los escenarios de futuro planteados.

Este escenario reconoce que para ser posible requiere que se concentren los esfuerzos y recursos en el desarrollo del sector agropecuario, por lo que se prevén importantes cambios en el paisaje. La expansión agropecuaria resultaría en fuertes modificaciones, incluso destrucción, de los ecosistemas naturales o semi-naturales, lo que provocaría una notable

pérdida de funcionalidad de los ecosistemas. Los SEs de provisión de alimento, educación ambiental y conocimiento científico son los únicos con una tendencia positiva. Sin embargo, se considera que la promoción del servicio de abastecimiento alimentario, supuestamente primer objetivo de este escenario, implicaría un aumento de productividad a costa de un descenso en la calidad y salubridad del producto, por el empleo de agroquímicos.

La fuerte tendencia al monocultivo en grandes fincas supondría deforestación y pérdida de suelos, y su intensificación implicaría una gran demanda de agua para producción. Igualmente, sería esperable un detrimento notable de los servicios de regulación hídrica, fertilidad de los suelos, acervo genético (pérdida de diversidad de fauna y flora) y un aumento de la erosión, además de la disminución del servicio de polinización. Incluso los recursos geóticos (principalmente áridos) muy probablemente serían extraídos masivamente para construcción de infraestructuras. En este escenario hay un riesgo muy alto de pérdida de conocimientos y prácticas agropecuarios tradicionales, adaptados a los recursos locales. Con ellos, disminuiría también la identidad cultural ligada al lugar, por desafección con un territorio en propiedad de pocas manos y altamente impactado. El conocimiento científico podría incrementarse de forma importante, pero se prevé muy sesgado hacia la tecnificación agropecuaria y poco accesible a la población más humilde. Se espera que la educación esté muy controlada por las empresas, que introducirían un fuerte sesgo productivista/consumista y justificarían el extractivismo², lo que para este grupo de participantes no es un enfoque en absoluto correcto desde el punto de vista de la educación para la sostenibilidad (Fig. 46). Este grupo no menciona el detrimento o mejora de SEs como las actividades recreativas y la provisión de productos medicinales.

El escenario de Gestión Integrada, aunque presenta una tendencia general de incremento, considera que SEs como la provisión de materiales de origen biótico y geótico y el control de la erosión pueden verse afectados por las acciones de producción realizadas en el territorio, las cuales consideran que tenderían a ser gestionadas de una manera eficiente. Este escenario reconoce que se producirán diferentes grados de afectación en los SEs, donde servicios como la regulación hídrica y climática, la purificación del aire, el acervo genético, la identidad cultural y el conocimiento ecológico local, serán beneficiados o potenciados. Esto redundará en una provisión de agua constante, en la variedad y cantidad de producción de alimentos y en el mantenimiento del acervo genético, a través de la educación ambiental, del conocimiento ecológico local y de la implementación de nuevos procesos de producción sostenible, fruto del conocimiento científico. Los SEs con

² Proceso de extracción de recursos naturales para venderlos en el mercado mundial

un menor incremento corresponden al disfrute espiritual y la provisión de productos medicinales (Fig. 46).

El escenario de Tolima en Armonía con la naturaleza plantea únicamente la mejora en el suministro de SEs. Sin embargo, se priorizan servicios como el control de la erosión y el mantenimiento de hábitat para las especies, seguidos por la regulación hídrica y climática, la educación ambiental y el conocimiento ecológico local y científico y la provisión de agua dulce. Los menores valores se encuentran la provisión de materiales bióticos, las actividades recreativas, el disfrute estético y el disfrute espiritual (Fig. 46).

5.3.6.5 Puesta en común y búsqueda de consenso plenario sobre medidas de gestión

La última fase del taller consistió en la puesta en común plenaria de cada uno de los escenarios planteados, lo que llevó a una reflexión conjunta sobre el grado de cercanía o similitud de los dos primeros escenarios con el escenario control. De manera generalizada, el grupo manifestó que el escenario de “Tolima productiva” podría ser uno de los escenarios más probables para el futuro del departamento, dadas las tendencias de intensificación de la producción de cultivos como el arroz y el café que existen actualmente. Este escenario no se asemeja mucho al escenario deseado, en cuanto a sus planteamientos de origen, impulsores y tendencias; sin embargo, se plantea que podrían existir dos alternativas posibles contenidas en él. La primera alternativa se daría si se priorizara la intensificación del cultivo de arroz. En este supuesto las tendencias de afectación a los SEs serían sobre todo hacia su reducción en cantidad y calidad. Probablemente esto conduciría al uso de la tecnología como mecanismo de remediación de algunas afectaciones y a buscar mecanismos para acceder a los servicios que se pierden “extrayéndolos” de otros lugares, como mediante trasvase de ríos o la importación de alimentos de otras zonas del país.

La segunda alternativa estaría relacionada con la priorización de la producción de café. Se trataría de una opción de desarrollo compatible con la sostenibilidad si se continúa apostando decididamente por los sistemas de producción ecológica que se han implementado en algunas zonas del departamento. Esta forma de producción cafetera, además de incrementar su valor en el mercado por calidad, está asociada a iniciativas de conservación tales como la restauración de bosques, el mantenimiento de hábitat naturales y el desarrollo comunitario a través del ecoturismo, lo que podría evitar el colapso de provisión de SEs.

Los escenarios de “Gestión integrada” y “Tolima en armonía con la naturaleza” muestran una gran similitud desde su planteamiento inicial, ya que contemplan la continuación de la producción agrícola característica del departamento, aunque basada en un mayor

número de productos, haciendo un uso eficiente de los recursos mediante la aplicación de tecnologías que minimicen los efectos nocivos sobre los ecosistemas. En los dos escenarios se hace especial hincapié en la necesidad del conocimiento científico, el rescate del conocimiento ecológico local y el empoderamiento de las comunidades, tanto en términos de participación en el diseño de políticas como en el acceso a las esferas de decisión. De igual forma, el Estado se destaca como un actor determinante a través de la articulación intersectorial de sus entidades y organismos, su presencia efectiva en las áreas rurales y en la aplicación efectiva de los mecanismos normativos y de planificación de los que dispone (gran parte de ellos se basan en procesos de investigación, pero no se implementan de manera eficiente). Se resalta que, a pesar del gran número de instrumentos de gestión con los que se cuenta, aún es necesario el conocimiento sobre temas fundamentales como la vocación de uso del suelo y su respectiva reglamentación. Por otro parte, existe una gran incertidumbre y desconfianza sobre la capacidad del Estado para brindar opciones de vida viables a las personas desmovilizadas³ del conflicto armado, lo que puede generar grandes tensiones sociales y ambientales en territorios caracterizados por el mantenimiento hasta el momento de un determinado reparto geográfico entre los sistemas de producción establecidos y las áreas conservadas.

A continuación, se discutió sobre cuál había sido el eje conductor de todas las medidas a implementar propuestas en los tres escenarios, ya sean de cara a evitar los riesgos o amenazas de cada escenario o para mejorar y hacer que se cumplan los aspectos considerados buenos. Entre las medidas más robustas, sea cual sea el escenario que se discuta, se encuentra el fortalecimiento de las comunidades locales a través de procesos de educación ambiental, la inclusión en los procesos de participación ciudadana y los mecanismos efectivos de representación y de toma de decisiones. Otra de las medidas clave corresponde a la ordenación del territorio basada en el conocimiento científico y adecuada a los diferentes contextos existentes en el departamento. Se reconoce el gran número de instrumentos de planificación existentes, pero también su falta de implementación ("quedan en el papel"). Esta circunstancia se considera como uno de los principales problemas que impiden el avance hacia la sostenibilidad, que ha favorecido en gran medida algunos sectores económicos en detrimento de las condiciones ambientales. El establecimiento de espacios naturales protegidos se continúa percibiendo como una estrategia viable de conservación de los ecosistemas y la biodiversidad, así como garante

³ Aquella persona que por decisión individual abandone voluntariamente sus actividades como miembro de organizaciones armadas al margen de la ley (grupos guerrilleros y grupos de autodefensa) y se entregue a las autoridades de la República (ACR, 2016).

del suministro de SEs, que puede abrirse a nuevas opciones de aprovechamiento como el ecoturismo regulado. Este proceso requiere tanto del fortalecimiento de las capacidades comunitarias como del apoyo por parte del Estado en el desarrollo de infraestructuras adecuadas y en procurar una estabilidad política y social que garantice la seguridad ciudadana.

Por último, y como mensaje de cierre, uno de los participantes del taller resaltó la necesidad de dar trascendencia a ejercicios de planificación social como el realizado, proponiendo que se desarrolle con los miembros de los consejos directivos de diversas entidades para unificar conceptos, evidenciar las necesidades locales y que éstas se puedan articular en los procesos de planificación ambiental territorial de manera que se dé una mejor respuesta a los planteamientos e inquietudes comunitarios. Todo ello permitiría incrementar el grado de corresponsabilidad y el empoderamiento de las acciones desarrolladas.

5.4 Discusión

En las últimas décadas han surgido métodos participativos, como las evaluaciones de preferencias y los escenarios de futuro, que favorecen el conocimiento de la percepción social sobre los SEs, su importancia para el bienestar de una comunidad concreta, así como su vulnerabilidad. Estos enfoques tienen una clara utilidad en la formulación de políticas y planes de conservación efectivos (García-Llorente *et al.*, 2011; Martín-López *et al.*, 2012b; Palomo *et al.*, 2013; Cavender-Bares *et al.*, 2015; Scholte *et al.*, 2015; Kelemen *et al.*, 2016; Börger *et al.*, 2018; Saito *et al.*, 2019). Los métodos participativos permiten evaluar el conjunto de SEs de manera simultánea, a través de la asignación de valores a los servicios que no pueden ser medidos monetariamente, y facilitan la comparación con otros estudios. Sin embargo, sus principales limitaciones derivan de su incapacidad para capturar tendencias en las preferencias sociales y de la necesidad de adquirir un conocimiento adicional de la situación de referencia para comprender las razones existentes detrás de las calificaciones asignadas, ya que éstas se corresponden con la visión individual del grupo seleccionado para la investigación en un momento determinado (Oteros-Rozas *et al.*, 2015). Por otra parte, estas evaluaciones no contemplan las repercusiones que sobre la oferta de SEs y el bienestar humano puedan tener algunos factores sociales asociados al mercado y la cultura (Qiu *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2018; Reed *et al.*, 2019) y, dado su carácter cualitativo, tampoco sirven para estimar de forma precisa la magnitud de los cambios en los SEs previstos por los actores sociales (Goldstein *et al.*, 2012; Wang *et al.*, 2018).

Uno de los mayores desafíos para lograr la sostenibilidad al que se enfrentan los gobiernos, los investigadores y las comunidades, es la adaptación en tiempo y escala a los diversos cambios sociales y ecológicos que ocurren en el territorio (Ostrom, 2009; Ruiz-Mallén *et al.*, 2015a; de Souza Queiroz *et al.*, 2017). La anticipación a las posibles consecuencias de los cambios en los ecosistemas requiere no solo de un pensamiento a largo plazo, sino del conocimiento de las interacciones y retroalimentaciones entre naturaleza y sociedad, que condicionan la provisión de SEs para asegurar el bienestar humano (Polasky *et al.*, 2011; Qiu *et al.*, 2018). A pesar del desarrollo de un gran número de investigaciones, aún no existe una metodología estándar que permita identificar de forma explícita los vínculos entre las personas, bien como individuos o integrando comunidades, y la provisión de servicios, así como su importancia para el bienestar humano, que tienden a variar de acuerdo con los contextos ambientales y sociales propios de cada región (Villamor *et al.*, 2014; Villamagna y Giesecke, 2014; Oteros-Rozas *et al.*, 2015; Leviston *et al.*, 2018). Con la finalidad de dar una visión colectiva de las interacciones sociedad-naturaleza, se utilizó la metodología de escenarios de futuro, ya que se ha comprobado que la construcción de escenarios logra representar las complejas dinámicas del sistema social (economía, política y relaciones sociales) y proporciona información crítica para la toma de decisiones y la gestión hacia la sostenibilidad en un futuro cambiante e incierto (Alexander *et al.*, 2015; Nyborg *et al.*, 2016; Thompson *et al.*, 2016; Bennett, 2017; Qiu *et al.*, 2018; Reed *et al.*, 2019; Saito *et al.*, 2019).

Diagnóstico colectivo de la situación actual del departamento de Tolima

El diagnóstico sobre la situación actual del área de estudio destaca que los participantes denuncian una clara subvaloración por parte de la población de la vida rural frente a la urbana. En América Latina las grandes capitales tienen generalmente una influencia desproporcionada en términos de poder político y económico sobre los ambientes rurales (Boillat *et al.*, 2017), lo que determina la elaboración de normativas que proporcionan modelos de producción y extracción intensivas en el territorio. La desconexión de la demanda urbana de servicios y los contextos socio-ecológicos locales implica con frecuencia un vacío de protección ambiental, en detrimento de los ecosistemas. En este sentido, los participantes de los talleres han identificado las tendencias demográficas, los modelos de crecimiento económico insostenible, la inequidad social, la mala gobernanza, el cambio de los usos del suelo, la fragmentación del territorio y la sobreexplotación de los ecosistemas como los principales impulsores de cambio, en consonancia con otras investigaciones y diagnósticos regionales (Lawler *et al.*, 2014; IPBES, 2018).

De manera individual, una parte importante de los participantes ha hecho referencia a factores psicosociales como la ética, la autoestima, la indiferencia y la educación ambiental, fuertemente vinculados a valores relacionales (Gunton *et al.*, 2017; Himes y Muraca, 2018), como aspectos transversales a todas las acciones a implementar (Ives y Bekessy, 2015). Se trata de consideraciones éticas que no suelen hacerse explícitas en los instrumentos de planificación ambiental o la legislación, pero para los participantes de los talleres han sido relevantes. No es casualidad que esta sensibilización de los actores sociales locales se produzca en un momento de gran incertidumbre ante la implementación de los acuerdos del Proceso de Paz. Ambos factores, desconexión rural-urbana y falta de ética ecológico-distributiva en la implementación territorial de los Acuerdos de Paz, son considerados graves debilidades en el importante momento actual, introduciendo mucha incertidumbre en los procesos de planificación y gestión por afrontar.

Educación para la sostenibilidad: recuperar el conocimiento ecológico local como clave para la supervivencia

Los resultados del taller evidencian una clara priorización de los servicios básicos de provisión de agua y alimentos por parte de los participantes, tanto a nivel local como regional. Se trata de resultados habituales en este tipo de ejercicios en muy distintos contextos socio-ecológicos (Lamarque *et al.*, 2011; Martín-López *et al.*, 2012b; Haida *et al.*, 2016; Wood *et al.*, 2018), coherentes con la prioridad innata por la satisfacción de necesidades fisiológicas básicas que permiten nuestra supervivencia. El suministro de agua se ha identificado en números estudios como un servicio fundamental y no reemplazable para el bienestar humano en la nutrición, así como fundamental en la producción de alimentos y, por tanto, para el desarrollo económico (Castro *et al.*, 2011; Lamarque *et al.*, 2011; Rodríguez *et al.*, 2015; Haida *et al.*, 2016; De Vreese *et al.*, 2019). De manera similar, la provisión de alimento se encuentra generalmente puntuada entre los cinco SEs prioritarios para las comunidades (Bryan *et al.*, 2010; Stallman, 2011; Alexander *et al.*, 2015; Malinga *et al.*, 2015; Haida *et al.*, 2016; IPBES, 2018).

Las economías de muchos sectores, como la agricultura, la industria y el turismo, dependen del suministro de agua y su inadecuada gestión está considerada uno de los principales problemas ambientales del siglo XXI, lo que está directamente asociado a la importancia que la población local le concede a la regulación hídrica (Quintas-Soriano *et al.*, 2014). Aunque no se han analizado a fondo las problemáticas asociadas a la generación de energía hidroeléctrica, existen conflictos importantes sobre el uso y la gestión del agua que pueden haber influido en la alta valoración de la regulación hídrica. Es el caso de la construcción de nuevas

represas generadoras, con el cambio del uso del suelo y los procesos de expropiación de las tierras que ello conlleva (Rincón-Ruiz *et al.*, 2019). De forma similar, la regulación climática se ha convertido en una de las grandes preocupaciones del ciudadano medio y, muy especialmente, de los habitantes de las zonas rurales por su dependencia de la disponibilidad de agua y de las condiciones climáticas adecuadas tanto para la producción de alimentos como para el mantenimiento de los ecosistemas y la biodiversidad, responsables del suministro de muchos de los demás SEs que contribuyen en buena medida a su calidad de vida.

Por el contrario, la provisión de materiales geóticos fue el servicio con la menor ponderación en las dos escalas de análisis. Dichas valoraciones encajan con el tipo de actores que participaron en la evaluación y con el contexto de conflictividad ambiental emergido recientemente en Colombia (Pérez-Rincón *et al.*, 2019). En Tolima en concreto, especialmente en las mesas Centro, Oriente y Sur, se está produciendo un fuerte establecimiento y expansión de actividades extractivas de mineral, graveras y petrolíferas. Un fenómeno que se sustenta en las importantes asimetrías de poder existentes entre los actores económicos, las comunidades locales y las autoridades ambientales, a la vez que aumenta la vulnerabilidad social y ambiental, debido a la degradación del potencial de estos territorios para continuar ofreciendo un alto suministro de SEs (Temper *et al.*, 2018). Entre los casos reportados en el Atlas de Justicia Ambiental, en Colombia el 34% de los casos se asocia a la minería y 28% a la extracción de petróleo (Pérez-Rincón *et al.*, 2019). Los procesos de resistencia social más visibles se relacionan con el rechazo de la minería a gran escala, la extracción de petróleo y los proyectos hidroeléctricos. El proyecto minero para la extracción de oro “La Colosa”, es uno de los conflictos más famosos a nivel nacional, entre las comunidades de Cajamarca y Piedras (Tolima) y la empresa sudafricana Anglo Gold Ashanti. Esta disputa generó grandes movilizaciones sociales y se caracteriza por unos altos niveles de violencia (represión, criminalización, amenazas y asesinatos a activistas y desplazamiento forzado). Como resultado de las múltiples acciones sociales se logró el 26 de marzo de 2017 el Plebiscito por el Derecho Humano al Agua, un referéndum popular realizado en el municipio de Cajamarca, que por una decisión casi unánime (aproximadamente el 97% de los residentes) rechazó toda la minería en su territorio (Pérez-Rincón *et al.*, 2019; Rincón-Ruiz *et al.*, 2019).

Como punto crítico en el diagnóstico, los actores participantes en estos talleres expresaron una muy reseñable preferencia por el conocimiento ecológico local y la educación ambiental. Este es un resultado no tan frecuente, que suele indicar una alta conciencia de

la necesidad de poner en valor e incorporar en las políticas ambientales los sistemas de conocimiento local de un país multicultural como Colombia. Contrariamente, el resultado muestra una muy baja valoración del conocimiento científico, algo que también se ha detectado en países latinoamericanos como Argentina y Chile (Weyland *et al.*, 2019). Esto podría ser atribuido a la complejidad del lenguaje científico, que lo hace poco accesible tanto para el ciudadano, como para los sectores económicos y políticos alejados de la conservación de la naturaleza y de la gestión sostenible de sus recursos. Entre las comunidades rurales de estos países se relaciona la utilización de los conocimientos científico-técnicos con la extracción y sobreexplotación de su capital natural en beneficio de los propietarios de tales medios productivos y con escaso reparto de los réditos entre los campesinos.

Desarrollismo frente a gestión integrada: la dialéctica que se avecina

Como se constató en el diagnóstico, se partía de una fuerte preocupación por los impactos ambientales negativos en las zonas rurales, como los sufridos en procesos similares a nivel mundial y en concreto en América Latina, en los que a menudo los estados sacrifican el capital natural para construcción de la paz sobre un modelo de desarrollo clásico de tipo extractivista e insostenible (Suarez *et al.*, 2018). Lo cierto es que se ha reflejado en los talleres, especialmente en el departamental, el ambiente de incertidumbre generado en Colombia, especialmente en las comunidades rurales e indígenas, respecto a la implementación de los Acuerdos de Paz. Una preocupación derivada del desconocimiento y del grado de improvisación de los planes o programas que se pretenden establecer desde los organismos de planeamiento a escala nacional. En concreto, los participantes manifestaron preocupación por problemáticas relacionadas con la ineficaz planificación del uso del suelo, el regreso de la población desplazada, la demanda de suelos y prácticas insostenibles para la producción agrícola, la dependencia de la industria por parte del sector primario y la inestabilidad y debilidad institucionales. Todo ello podría obstaculizar los planes a largo plazo de las cuestiones ambientales y su incorporación en otras agendas sectoriales (Castiblanco *et al.*, 2013; DNP, 2015; Feola *et al.*, 2015; Baptiste *et al.*, 2017; Sierra *et al.*, 2017; Suarez *et al.*, 2018; Weyland *et al.*, 2019).

Partiendo del diagnóstico socio-ecológico, además de la expresión de las preocupaciones descritas, los actores sociales fueron capaces de visualizar las consecuencias de dos configuraciones muy distintas en la gestión del escenario posconflicto. La primera de ellas fue el escenario que denominaron “Tolima productiva”, considerado como el de una mayor probabilidad de ocurrencia, de acuerdo a las actuales tendencias de cambio existentes en

Colombia. Se trata de una visión de futuro alineada con las premisas del documento “Visión Tolima 2025” que se enfoca fundamentalmente en el incremento del PIB, priorizando la productividad económica sobre otras importantes necesidades que configuran el vínculo complejo entre bienestar humano y naturaleza (Duraiappah, 2011; Bieling et al., 2014). De acuerdo con la vocación agrícola del departamento de Tolima, este escenario se enmarca en la intensificación y la tecnificación de la producción orientada a mercados globales. Los participantes vieron un alto riesgo de transformación de los paisajes culturales multifuncionales que han caracterizado tradicionalmente gran parte del territorio tolimense hacia la simplificación. Este proceso fue interpretado de forma consensuada como un riesgo para la sostenibilidad y la resiliencia de las culturas rurales, al limitar fuertemente su capacidad de proveer un amplio rango de SEs, sacrificando en gran parte su capacidad para satisfacer las necesidades y expectativas de bienestar (Folke et al., 2004; Raudsepp-Hearne et al., 2010; Stallman, 2011; Martínez-Sastre et al., 2017; Santos-Martín et al., 2019). En general, percibieron que la intensificación del uso de la tierra pondría en peligro el mantenimiento de la estructura del suelo y su fertilidad, la biodiversidad subterránea y la regulación de plagas y enfermedades, socavando la capacidad del ecosistema para suministrar SEs (coincidiendo con otros casos descritos en Lawler et al., 2014; Stosch et al., 2017; Garibaldi et al., 2019, entre otros).

Al contrario que el escenario productivista, el denominado “Gestión Integrada” contempla una disminución importante del servicio de provisión de materiales geóticos, considerado poco deseable por los impactos en el territorio derivados de las actividades extractivas. También se vaticina una disminución de materiales bióticos, muy probablemente por ser considerados menos demandados en la sociedad de consumo actual. El control de la erosión también se consideraba en riesgo, como un producto de la continuidad de la producción agrícola. Esta consideración corresponde a una visión elástica, donde el ecosistema es visto como resistente y capaz de recuperarse de las afectaciones dado que éstas respetan los límites de su capacidad (Price et al., 2014; Leviston et al., 2018).

El grupo de trabajo especificó que, a diferencia de la tendencia de intensificación agrícola en el escenario productivista, el tipo de producción a desarrollar debería enfocarse principalmente a la producción de producto ecológico de alta calidad y valor añadido, permitiendo el desarrollo de un paisaje multifuncional que garantice una oferta amplia de SEs. En concreto, coincidiendo con los resultados de diversos estudios, se habló preferentemente de la producción agroecológica de café, que permite proporcionar de manera simultánea múltiples SEs sin reducir los rendimientos del cultivo (Atallah et al., 2018; Pra-

do et al., 2018; Jezeer et al., 2019). El planteamiento de este escenario contempla la aplicación real y efectiva de diversos instrumentos de gestión ambiental ya existentes, tales como los Planes de Ordenación y Manejo de Cuencas Hidrográficas (POMCA), elaborados por la autoridad ambiental; o las normativas relacionadas con los determinantes ambientales para la ordenación del territorio (Colombia, 2007; Cortolima, 2013). La puesta en práctica de estos instrumentos institucionales favorecería el desarrollo productivo y urbano ordenado y el mantenimiento de las áreas destinadas a la conservación. El escenario deseado, “Tolima en Armonía con la Naturaleza” , presentó muchas similitudes con el anterior, tanto en las medidas de gestión como en sus efectos beneficiosos sobre la provisión de SEs. Un elemento común entre ellos fue el desarrollo de un turismo sostenible de manera muy controlada y ordenada, aunque con un matiz que los diferenciaba: el grupo de Gestión Integrada consideró que debía realizarse dentro de los espacios protegidos y el equipo que desarrolló el escenario deseado, consideró que debía ser fuera de ellos. La propuesta surgió como un modelo alternativo al desarrollo del turismo basado en la consolidación de programas estatales de promoción, como la Política de Seguridad Democrática. A base de militarizar el territorio se orquestaron campañas de promoción turística con eslóganes como “Vive Colombia, viaja por ella” y “Colombia es pasión, el riesgo es que te quieras quedar” , que se asociaron a estrategias de contrainsurgencia. La apariencia de “seguridad” se implantó mediante acciones de violencia y desplazamiento, legitimadas por narrativas de seguridad y protección de la naturaleza. Como efecto colateral se produjo en la sociedad una banalización del desplazamiento que permitió la entrada de monopolios de desarrollo turístico en los Parques Nacionales de Colombia, marginando a las comunidades asentadas a su alrededor y culpando a los campesinos de la destrucción del ambiente (Ojeda, 2013; Bocarejo y Ojeda, 2016). Esto explica que el escenario deseado rechazase de plano la utilización de las áreas protegidas para el turismo.

La dicotomía en los planteamientos de futuro, que afloró como resultado de los talleres participativos de diseño de escenarios, es el reflejo de la situación actual que vive Colombia en el marco del proceso de Paz. Tras el cese del conflicto la sensación de seguridad abre nuevas posibilidades de desarrollo económico para las poblaciones asentadas en áreas donde la conservación forzada favoreció el mantenimiento de los ecosistemas muy poco alterados, con características casi prístinas (Dávalos, 2001; McNeely, 2003; Chaves-Agudelo et al., 2015; Ordway, 2015; Armenteras et al., 2019). Los actores sociales locales muestran una gran preocupación por el modelo de desarrollo que se implante y en ese sentido dirigieron sus propuestas.

Propuestas de gestión “para no volver a las andadas”

A pesar de los resultados tan dispares obtenidos entre el escenario productivo y los de gestión integrada, las propuestas de todos los grupos estaban dirigidas a evitar los riesgos de un desarrollo insostenible. Así, el grupo de trabajo del escenario productivo se esforzó en plantear sus medidas como una reacción frente a un futuro que, si bien se ve como el más parecido a la situación imperante, no es en absoluto deseado, evidenciando una perspectiva “dúctil” del ecosistema, insuficientemente equipado para recuperarse de las importantes alteraciones biofísicas que se vaticinan (Price *et al.*, 2014; Leviston *et al.*, 2018). Consecuentemente, sus propuestas de gestión incluyen medidas de restricción de la explotación ambiental, el establecimiento de límites de frontera agrícola y el endurecimiento de las políticas destinadas a la protección ambiental. Tanto en la reacción contra el escenario extractivista como en los escenarios deseados de gestión integrada y participativa, las propuestas de gestión, ya apuntadas en las mesas subregionales, pasan por la creación de nuevos espacios naturales protegidos con una gestión basada en su importancia cultural y tradicional. Esto concuerda con otros estudios, donde las comunidades locales asignan con frecuencia mayor relevancia a las categorías menos restrictivas de áreas protegidas porque perciben una oportunidad para mantener una gestión de los ecosistemas compatible con los usos y aprovechamientos tradicionales, que asegure una oferta diversa y completa de SEs (Castro *et al.*, 2015).

Colombia experimenta dificultades similares a otras naciones en desarrollo para cumplir con sus compromisos de conservación. Las instituciones gubernamentales muestran falta de capacidad y recursos, una legislación poco clara y contradictoria, estrategias de planificación nacional débiles y una coordinación inexistente entre las agencias gubernamentales (García-Frapolli *et al.*, 2009; Nolte, 2016; de Pourcq *et al.*, 2017). Muchos de los desafíos que requieren una cooperación interinstitucional efectiva son mal administrados o ignorados, especialmente el cumplimiento de marcos regulatorios complejos, así como dirimir conflictos relacionados con el uso de recursos y con la ocupación y los regímenes de tenencia de la tierra (Nolte, 2016; de Pourcq *et al.*, 2017). En la gran mayoría de los ENP de América Latina prevalecen los enfoques de gestión jerárquica (de arriba hacia abajo), limitando las condiciones de la población local debido a las estrictas regulaciones de uso del suelo y la limitada participación y comunicación local en la toma de decisiones. Estas características aumentan la vulnerabilidad de los ENP y se consideran las principales razones de los conflictos entre las personas y los espacios protegidos a nivel mundial (Speelman *et al.*, 2014; Ruiz-Mallén *et al.*, 2015b; Nolte, 2016; de Pourcq *et al.*, 2017).

A las comunidades locales se les asigna un papel a menudo secundario respecto a otros sectores, incluso ajenos al territorio, en la toma de decisiones ambientales. Sin embargo, su participación desde las primeras etapas de los procesos aumenta la legitimidad y credibilidad del conocimiento generado, atributos clave para su integración y toma de responsabilidad en la puesta en práctica. El mayor desafío para lograrlo es hacer coincidir los tiempos de los investigadores, los políticos y la sociedad para abordar los problemas ambientales y alcanzar soluciones (Weyland *et al.*, 2019).

En los últimos años ha habido un aumento exponencial en el número de artículos científicos que informan sobre los aspectos de la implementación, o la llamada operacionalización⁴ del concepto de los SEs (Palomo *et al.*, 2013; Martín-López *et al.*, 2014; García-Nieto *et al.*, 2014; Pérez-Soba *et al.*, 2018; Sattler *et al.*, 2018), y se encuentra en incremento el número de estudios que han evaluado el impacto de la incorporación del marco de los SEs para abordar las necesidades específicas de gestión en las instituciones (Dick *et al.*, 2018). En términos genéricos, el marco de los SEs ha contribuido en la co-producción de conocimiento, en el incremento de las actividades que buscan la participación social y en el establecimiento de un lenguaje marco que facilita la comunicación entre actores y brinda soporte a las decisiones técnicas. Sin embargo, se considera que hasta el momento su principal falencia radica en la falta de oportunidades para incluir a los tomadores de decisiones de última instancia en las diferentes fases de los procesos participativos (Dick *et al.*, 2018; Saarikoski *et al.*, 2018). Por otro lado, se considera necesario crear nuevos procedimientos organizativos y estructuras de gestión, como las redes intersectoriales, para desarrollar soluciones conjuntas basadas en la naturaleza (SbN), conocidas como gobernanza de los SEs (Dick *et al.*, 2018; Saarikoski *et al.*, 2018; Sattler *et al.*, 2018).

⁴ La operacionalización es un proceso que consiste en definir estrictamente variables en factores medibles. Define un concepto difuso (ideas vagas) para que sea claramente distinguible, medible y comprensible por observación empírica.

5.5 Conclusiones

La evaluación de las preferencias sociales por los SEs puede revelar las razones y motivaciones de las preferencias hacia determinados servicios en diferentes escalas y contextos, así como identificar el tipo compensaciones que deberían abordarse al tomar decisiones sobre la gestión del uso del suelo para mejorar tanto la integridad ecológica como el bienestar humano.

Para el grupo social asistente a los talleres participativos desarrollados, los SEs de provisión de alimento y agua, así como los de regulación hídrica y de educación ambiental, resultan indispensables para el bienestar humano de la población Tolimense y se consideran la base de las posibilidades de desarrollo sostenible a futuro. Por ello, se descarta como una alternativa viable continuar con la extracción a gran escala de materiales de origen geótico, que suponen importantes consecuencias en la resiliencia de los ecosistemas.

Entre las propuestas generalizadas de gestión destacan, por un lado, la educación ambiental como un eje articulador de la conservación de los ecosistemas y el desarrollo de las comunidades locales, y por otro, el impulso de nuevas actividades económicas como el ecoturismo, enmarcadas en políticas claras sobre su implementación y contempladas y normadas en los planes de ordenamiento territorial.

A nivel social se considera como una necesidad imperante la interacción entre las entidades gubernamentales de distintos niveles y sus respectivos instrumentos de planificación, que comparten no solo la responsabilidad de la conservación de los ecosistemas, sino también la de seleccionar las actividades de gestión que permitan mejorar las interdependencias biofísicas y los requerimientos de los actores sociales.

- ACR. 2016. Banco Terminológico. Agencia Colombiana para la Reintegración de personas y grupos alzados en armas. Bogotá D. C.
- Aguado, M. 2016. Vivir bien en un planeta finito. Una mirada socio-ecológica al concepto de bienestar humano. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid, Facultad de Ciencias, Departamento de Ecología. Madrid. 294 pág.
- Alexander, P., M.D.A. Rounsevell, C. Dislich, J.R. Dodson, K. Engström, D. Moran. 2015. Drivers for global agricultural land use change: the nexus of diet, population, yield and bioenergy. *Global Environmental Change*, 35: 138–147. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2015.08.011
- Amer M., T.U. Daim, A. Jetter. 2013. A review of scenario planning. *Futures*, 46:23–40. Doi:10.1016/j.futures.2012.10.003
- Aguado, M., J.A. González, K. Bellott, C. López-Santiago, C. Montes. 2018. Exploring subjective well-being and ecosystem services perception along a rural–urban gradient in the high Andes of Ecuador. *Ecosystem Services*, 34: 1–10. Doi: 10.1016/j.ecoser.2018.09.002.
- Aldana-Domínguez J., C. Montes, M. Martínez, N. Medina, J. Hahn, M. Duque. 2017. Biodiversity and ecosystem services knowledge in the Colombian Caribbean. *Tropical Conservation Science*, 10, 1–41. Doi: 10.1177/1940082917714229.
- Armenteras, D., F.L. Schneider, L.M. Dávalos. 2019. Fires in protected areas reveal unforeseen costs of Colombian peace. *Nature Ecology & Evolution*, 3:20–23. Doi: 10.5061/dryad.8nc8480.
- Atallah S.S., M.I. Gómez, J. Jaramillo. 2018. A Bioeconomic Model of Ecosystem Services Provision: Coffee Berry Borer and Shade-grown Coffee in Colombia. *Ecological Economics*, 144: 129–138. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2017.08.002
- Baptiste, B., M. Pinedo-Vásquez, V.H. Gutierrez Vélez, G.I. Andrade, P. Vieira, L.M. Estupiñán-Suárez, M.C. Londoño, W. Laurance, T.M. Lee. 2017. Greening peace in Colombia. *Nature Ecology and Evolution*, 1: 0102. Doi: 10.1038/s41559-017-0102.
- Bennett, E.M., S.R. Carpenter, G.D. Peterson, G.S. Cumming, M. Zurek, P. Pingali. 2003. Why global scenarios need ecology. *Frontiers in Ecology and Environment*, 1(6): 322–329. Doi: 10.1890/1540-9295(2003)001[0322:WGSNE]2.0.CO;2.
- Bennett, E.M. 2017. Research frontiers in ecosystem service science. *Ecosystems*, 20: 31–37. Doi: 10.1007/s10021-016-0049-0.
- Bocarejo, D. y D. Ojeda. 2016. Violence and conservation: Beyond unintended consequences and unfortunate coincidences. *Geoforum*, 69: 176–183. Doi: 10.1016/j.geoforum.2015.11.01.
- Bohensky, E.L., B. Reyers, A.S. van Jaarsveld. 2006. Future ecosystem services in a Southern African river basin: a scenario planning approach to uncertainty. *Conservation Biology*, 20 (4): 1051–1061. Doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00475.x
- Bidegain, I., C. Cerda, E. Catalán, A. Tirono, C. López-Santiago. 2019. Social preferences for ecosystem services in a biodiversity hotspot in South America. *PLoS ONE*, 14(4): e0215715. Doi: 10.1371/journal.pone.0215715.
- Bieling, C., T. Plieninger, H. Pirker, C.R. Vogl. 2014. Linkages between landscapes and human well-being: An empirical exploration with short interviews. *Ecological Economics*, 105: 19–30. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2014.05.013
- Binder, C.R., J. Hinkel, P.W.G. Bots, and C. Pahl-Wostl. 2013. Comparison of frameworks for analyzing social-ecological systems. *Ecology and Society*, 18(4): 26. Doi: 10.5751/ES-05551-180426.
- Boillat, S., F.M. Scarpa, J.P. Robson, I. Gasparri, T.M. Aide, A.P. Dutra Aguiar, L.O. Anderson, M. Batistella, M. Gesteira Fonseca, C. Fudemma, H.R. Grau, S.-L. Mathez Stiefel, J.P. Metzger, J.P.H. Balboud Ometto, M.A. Pedlowski, S.G. Perz, V. Robiglio, L. Soler, I. Vieira, E.S. Brondizio. 2017. Land system science in Latin America: challenges and perspectives. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26–27: 37–46. Doi: 10.1016/j.cosust.2017.01.015.
- Börger T., A. Bohnke-Henrichs, C. Hattam, J. Piwowarczyk, F. Schasfoort, M.C. Austen. 2018. The role of interdisciplinary collaboration for stated preference methods to value marine environmental goods and ecosystem services. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 201: 140–151. Doi: 10.1016/j.ecss.2017.03.009.
- Boschetti F., C. Richert, I. Walker, J. Price, L. Dutra. 2012. Assessing attitudes and cognitive styles of stakeholders in environmental projects involving computer modelling. *Ecological Modelling*, 247: 98– 111. Doi: 10.1016/j.ecolmodel.2012.07.027.
- Boschetti F., I. Walker, J. Price. 2016. Modelling and attitudes towards the future. *Ecological Modelling*, 322: 71–81. Doi: 10.1016/j.ecolmodel.2015.11.009.
- Bryan B.A., A. Grandgirard, J.R. Ward. 2010. Quantifying and exploring strategic regional priorities for managing natural capital and ecosystem services given multiple stakeholder perspectives. *Ecosystems*, 13(4):539–555. Doi:10.1007/s10021- 010-9339-0.
- Carpenter, S.R. y C. Folke. 2006. Ecology for transformation. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(6): 309–315. Doi: 10.1016/j.tree.2006.02.007.

Castiblanco, C., A. Etter, T.M. Aide. 2013. Oil palm plantations in Colombia: A model of future expansion. *Environmental Science & Policy*, 27: 172-183. Doi: 10.1016/j.envsci.2013.01.003.

Castro, A., B. Martín-López, M. García-Llorente, P. Aguilera, E. López, J. Cabello. 2011. Social preferences regarding the delivery of ecosystem services in a semiarid Mediterranean region. *Journal of Arid Environments*, 75 (11): 1201-1208. Doi: 10.1016/j.jaridenv.2011.05.013.

Castro, A.J., B. Martín-López, E. López, T. Plie-ninger, D. Alcaraz-Segura, C.C. Vaughn, J. Cabello. 2015. Do protected areas networks ensure the supply of ecosystem services? Spatial patterns of two nature reserve systems in semi-arid Spain. *Applied Geography*, 60: 1e9. Doi: 10.1016/j.ap-geog.2015.02.012.

Cavender-Bares, J., S. Polasky, E. King, P. Balvanera. 2015. A sustainability framework for assessing trade-offs in ecosystem services. *Ecology and Society*, 20(1): 17. Doi: 10.5751/ES-06917-200117.

Chan, K.M.A., P. Balvanera, K. Benessaiah, M. Chapman, S. Díaz, E. Gómez-Baggethun, R.K. Gould, N. Hannahs, K. Jax, S. Klain, G.W. Luck, B. Martín-López, B. Muraca, B. Norton, K. Ott, U. Pascual, T. Satterfield, M. Tadaki, J. Taggart, N. Turner. 2016. Why protect nature? Rethinking values and the environment. *PNAS*, 113:1462-1465. Doi: 10.1073/pnas.1525002113

Chapman, M., T. Satterfield, K.M.A. Chan. 2019. When value conflicts are barriers: Can relational values help explain farmer participation in conservation incentive programs?. *Land Use Policy*, 82: 464-475. Doi: 10.1016/j.landusepol.2018.11.017.

Chaves-Agudelo, J.M., S.P. Batterbury, R. Beilin. 2015. "We Live From Mother Nature" "Neoliberal Globalization, Commodification, the "War on Drugs," and Biodiversity in Colombia since the 1990s. *SAGE Open*, 5(3):1-15. Doi: 10.1177/2158244015596792.

Coldin, J. y S. Barthel. 2019. Exploring the social-ecological systems discourse 20 years later. *Ecology and Society*, 24(1): 2. Doi: 10.5751/ES-10598-240102.

COLOMBIA. 2007. Decreto 3600 de 2007. Por el cual se reglamentan las disposiciones de las Leyes 99 de 1993 y 388 de 1997, relativas a las determinantes de ordenamiento del suelo rural y al desarrollo de actuaciones urbanísticas de parcelación y edificación en este tipo de suelo.

CORTOLIMA 2013. Resolución No. 3057 de 26 de noviembre de 2013. Determinantes ambientales.

CORTOLIMA. 2014. Acuerdo 012 de septiembre 16 de 2014 "por medio del cual se modifican, derogan unos artículos del Acuerdo 003 de abril 27 de 2010 mediante el cual se crea el Sistema Departamental de Áreas Protegidas de Tolima y se dictan otras disposiciones" .

CORTOLIMA. 2015. Plan de Gestión Ambiental Regional del Tolima PGAR 2013-2023. Corporación Autónoma Regional del Tolima.

Cruz-García G.S., E. Sachet, G. Blundo-Canto, M. Vanegas, M. Quintero. 2017. To what extent have the links between ecosystem services and human well-being been researched in Africa, Asia, and Latin America?. *Ecosystem Services*, 25: 201-212. Doi: 10.1016/j.ecoser.2017.04.005.

Dávalos, L.M. 2001. The San Lucas mountain range in Colombia: how much conservation is owed to the violence?. *Biodiversity and Conservation*, 10(1): 69-78. Doi: 10.1023/A:1016651011294.

de Pourcq, K., E. Thomas, B. Arts, A. Vranckx, T. León-Sicard, P. van Damme. 2017. Understanding and Resolving Conflict Between Local Communities and Conservation Authorities in Colombia. *World Development*, 93: 125-135. Doi: 10.1016/j.world-dev.2016.12.026.

de Souza Queiroz, L., S. Rossi, L. Calvet-Mir, I. Ruiz-Mallén, S. García-Betorza, J. Salvà-Prata, A.J. de Andrade Meireles. 2017. Neglected ecosystem services: Highlighting the socio-cultural perception of mangroves in decision-making processes. *Ecosystem Services*, 26: 137-145. Doi: 10.1016/j.ecoser.2017.06.013

De Vreese, R., A. Van Herzele, N. Dendoncker, C. M. Fontaine, M. Leys. 2019. Are stakeholders' social representations of nature and landscape compatible with the ecosystem service concept?. *Ecosystem Services*, 37: 100911. Doi: 10.1016/j.ecoser.2019.100911.

Dick, J., F. Turkelboom, H. Woods, I. Iniesta-Arandia, E. Primmer, S.-R. Saarela, P. Bezák, P. Mederly, M. Leone, W. Verheyden, E. Kelemen, J. Hauck, C. Andrews, P. Antunes, R. Aszalós, F. Baró, D.N. Barton, P. Berry, R. Bugter, L. Carvalho, B. Czúcz, R. Dunford, G. Garcia Blanco, B. Grizzetti, M. Kertész, L. Kopperoinen, J. Langemeyer, D. Montenegro, L.C. Liqueste, S. Luque, G. Martínez Pastur, B. Martin-Lopez, R. Mukhopadhyay, J. Niemela, D. Odee, P.L. Peri, P. Pinho, G.B. Patrício-Roberto, E. Preda, J. Priess, C. Röckmann, R. Santos, D. Silaghi, R. Smith, J.T. van der Wall, I.A. Ovidiu, B. Györgyi, B. Emil Boros, M. Bucur, S. Blumentrath, M. Cal vache, E. Carmen, P. Clemente, J. Fernandes, D. Ferraz, C. Fongar, M. García-Llorente, E. Gómez-Baggethun, V. Gundersen, O. Haavardsholm, Á. Kalóczkai, T. Khalalwe, G. Kiss, B. Köhler, O. Lazányi, E. Lellei-Kovács, R. Lichungu, H. Lindhjem, C. Magare, J. Mustajoki, C. Ndege, M. Nowell, S.N. Girona, J. Ochieng, A. Often, I. Palomo, G. Pataki, R. Reinvang, G. Rusch, H. Saarikoski, A. Smith, E.S. Massoni, E. Stange, N. Vågnes Traaholt, Á. Vári, P. Verweij, S. Vikström, V. Yli-Pelkonen, G. Zulian. 2018. Stakeholders' perspectives on the operationalisation of the ecosystem service concept: Results from 27 case studies. *Ecosystem Services*, 29: 552-565. Doi: 10.1016/j.ecoser.2017.09.0152212-0416.

Díaz, S., S. Demissew, J. Carabias, C. Joly, M.

- Lonsdale, N. Ash, A. Larigauderie, J. RamAdhikari, S. Arico, A. Baldí, A. Bartuska, I.A. Baste, A. Bilgin, E. Brondizio. 2015. The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14:1–16. Doi: 10.1016/j.cosus.2014.11.002.
- DNP. 2005. Visión Colombia II Centenario. Departamento Nacional de Planeación. 404 pág.
- DNP. 2015. El campo colombiano: un camino hacia el bienestar y la paz misión para la transformación del campo.Colombia.<https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Agriculturapecuarioforestal%20y%20pesca/EI%20CAMPO%20COLOMBIANO%20UN%20CAMINIO%20HACIA%20EL%20BIENESTAR%20Y%20LA%20PAZ%20MTC.pdf>.
- Duraiappah, A.K., 2011. Ecosystem Services and Human Well-being: Do Global Findings Make Any Sense?. *Bioscience*, 61: 7–8. Doi: 10.1525/bio.2011.61.1.2.
- EME. 2011. La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. Síntesis de Resultados. Fundación Biodiversidad. www.ecomilenio.es/informe.-sintesis-eme/2321.
- Feola, G., L. Agudelo Vanegas, B.P. Contesse Bamón. 2015. Colombian agriculture under multiple exposures: A review and research agenda. *Climate and Development*, 7: 278–292. Doi: 10.1080/17565529.2014.934776.
- Fisher, B., R.K. Turner, P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68: 643–653. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2008.09.014.
- Folke, C., S. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Elmqvist, L. Gunderson, C.S. Holling. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35:557–81. Doi: 10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105711
- Folke, C., A. Jansson, J. Rockström et al. 2011. Re-connecting to the biosphere. *Ambio*, 40(7): 719–738. Doi: 10.1371/journal.pone.0013210.
- García-Frapolli, E., G. Ramos-Fernández, E. Galicia, A. Serrano. 2009. The complex reality of biodiversity conservation through Natural Protected Area policy: Three cases from the Yucatan Peninsula, Mexico. *Land Use Policy*, 26: 715–722. Doi: 10.1016/j.landusepol.2008.09.008.
- García-Llorente, M., B. Martín-López, C. Montes. 2011. Exploring the motivations of protesters in contingent valuation: insights for conservation policies. *Environmental Science & Policy*, 14(1): 76–88. Doi: 10.1016/j.envsci.2010.11.004.
- García-Nieto, A.P., C. Quintas-Soriano, M. García-Llorente, I. Palomo, C. Montes, B. Martín-López. 2014. Collaborative mapping of ecosystem services: The role of stakeholders' profile. *Ecosystem Services*, 13: 141–152. Doi: 10.1016/j.ecoser.2014.11.006.
- Garibaldi, L.A., N. Pérez-Méndez, M.P.D. Garratt, B. Gemmill-Herren, F.E. Miguez, L.V. Dicks. 2019. Policies for Ecological Intensification of Crop Production. *Science & Society*, 34(4): 282–286. Doi: 10.1016/j.tree.2019.01.003.
- Gibson, J.J. 1979. The ecological approach to visual perception. Psychology Press, 352 p.
- Gobernación del Tolima. 2015. Ordenanza No. 010 de agosto 25 de 2015. Por la cual se adopta la Visión Tolima 2025 "Tolima: Agua, Vida y Desarrollo" como política pública del departamento. Asamblea Departamental. Departamento de Tolima.
- Goldstein, J.H., G. Caldarone, T.K. Duarte, D. Ennaanay, N. Hannahs, G. Mendoza, S. Polasky, S. Wolny, G.C. Daily. 2012. Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109: 7565–7570. Doi: 10.1073/pnas.1201040109.
- Gunton, R.M., E.N. van Asperen, A. Basden, D. Bookless, Y. Araya, D.R. Hanson, M.A. Goddard, G. Otieno, G.O. Jones. 2017. Beyond Ecosystem Services: Valuing the Invaluable. *Trends in Ecology & Evolution*, 32(4): 249–257. Doi: 10.1016/j.tree.2017.01.002.
- Haida, C., J. Rüdiger, U. Tappeiner. 2016. Ecosystem services in mountain regions: experts' perceptions and research intensity. *Regional Environmental Change*, 16: 1989–2004 Doi: 10.1007/s10113-015-0759-4.
- Helliwell, J.F., R. Layard, J. Sachs. 2015. World Happiness Report 2015. Sustainable Development Solutions Network.
- Himes, A. y B. Muraca. 2018. Relational values: the key to pluralistic valuation of ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 35: 1–7. Doi: 10.1016/j.cosust.2018.09.005.
- IPBES. 2016. The methodological assessment report on scenarios and models of biodiversity and ecosystem services. Ferrier, S., K.N. Ninan, P. Leadley, R. Alkemade, L.A. Acosta, H.R. Akçakaya, L. Brotons, W.W.L. Cheung, V. Christensen, K.A. Harhash, J. Kabubo-Mariara, C. Lundquist, M. Obersteiner, H.M. Pereira, G. Peterson, R. Pichs-Madruga, N. Ravindranath, C. Rondinini and B.A. Wintle (Eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 348 pages.

IPBES. 2018. Plenario de la Plataforma Intergubernamental Científico-normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas Sexto período de sesiones Medellín (Colombia), 18 a 24 de marzo de 2018 Informe del Plenario de la Plataforma Intergubernamental Científico-normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas sobre la labor realizada en su sexto período de sesiones.

IPCC. 2000. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Special Report on Emissions Scenarios. Nakicenovic, N., J. Alcamo, G. Davis, B. de Vries, J. Fenhann, S. Gaffin, K. Gregory, A. Grubler, T. Yong Jung, T. Kram, E. Lebre La Rovere, L. Michaelis, S. Mori, T. Morita, W. Pepper, H. Pitcher, L. Price, K. Riahi, A. Roehrl, H.-H. Rogner, A. Sankovski, M. Schlesinger, P. Shukla, S. Smith, R. Swart, S. van Rooijen, N. Victor, Z. Dadi. Intergovernmental Panel on Climate Change.

Ives, C.D. y S.A. Bekessy. 2015. The ethics of off-setting nature. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(10): 568-573. Doi: 10.1890/150021.

Jezeer, R.E., M.J. Santos, P.A. Verweij, R.G.A. Boot, Y. Clough. 2019. Benefits for multiple ecosystem services in Peruvian coffee agroforestry systems without reducing yield. *Ecosystem Services*, 40: 101033. Doi: 10.1016/j.ecoser.2019.101033

Johnson, K.A., G. Dana, N.R. Jordan, K.J. Draeger, A. Kapuscinski, L.K. Smitt Olabisi, P.B. Reich. 2012. Using participatory scenarios to stimulate social learning for collaborative sustainable development. *Ecology and Society*, 17(2): 9. Doi: 10.5751/ES-04780-170209

Kates R.W., W.C. Clark, R. Corell, M. Hall, C.C. Jaeger, I. Lowe, J.J. McCarthy, H.J. Schellnhuber, B. Bolin, N.M. Dickson, S. Faucheux, G.C. Gallopin, A. Grubler, B. Huntley, J. Jäger, N.S. Jodha, R.E. Kasperson, A. Mabogunje, P. Matson, H. Mooney, B. Moore, T.O' Riordan, U. Svedin. 2001. Sustainability science. *Science*, 292: 641-642. Doi: 10.1126/science.1059386.

Kates, R. 2011. What kind of a science is sustainability science?. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(19): 19449-19450. Doi: 10.1073/pnas.1116097108.

Kelemen, E., M. García-Llorente, G. Pataki, B. Martín-López, E. Gómez-Baggethun. 2016. Non-monetary techniques for the valuation of ecosystem service. In: Potschin, M. and K. Jax (eds): OpenNESS Ecosystem Services Reference Book. EC FP7 Grant Agreement no. 308428. Available via: www.openness-project.eu/library/reference-book

Lamarque, P., U. Tappeiner, C. Turner, M. Steinbacher, R. Bardgette, U. Szukics, M. Schermer, S. Lavorel. 2011. Stakeholder perception of grassland ecosystem services in relation to knowledge on soil fertility and biodiversity. *Regional Environment Change*, 11: 791-804. Doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01925.x.

Lang, D.J., A. Wiek, B. Bergmann, M. Stauffacher, P. Martens, P. Moll, M. Swilling, C.J. Thomas. 2012. Transdisciplinary research in sustainability science: practice, principles, and challenges. *Sustainability Science*, 7(Suppl 1): 25. Doi: 10.1007/s11625-011-0149-x.

Lawler, J.J., D.J. Lewis, E. Nelson, A.J. Plantinga, S. Polasky, J.C. Withey, D.P. Helmers, S. Martinuzzi, D. Pennington, V.C. Radeloff. 2014. Projected land-use change impacts on ecosystem services in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111:7492-7497. Doi: 10.1073/pnas.1405557111

Leviston, Z., I. Walker, M. Green, J. Price. 2018. Linkages between ecosystem services and human wellbeing: A Nexus Webs approach. *Ecological Indicators*, 93: 658-668. Doi: 10.1016/j.ecolind.2018.05.052.

López-Santiago, C.A., M. Aguado, J.A. González Nóvoa, I. Bidegain. 2019. Evaluación sociocultural del paisaje: una necesidad para la planificación y gestión sostenible de los sistemas socioecológicos. Aportaciones y utilidad de los métodos visuales. En: Cerda, C., E. Silva-Rodríguez, C. Briceño. Naturaleza en sociedad. Una mirada a la dimensión humana de la conservación de la biodiversidad. Ocho Libros Editores. Santiago de Chile. 476 pág.

MA Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Current Status and Trends, vol. 1 Island Press, New York.

Malinga, R., L.J. Gordon, G. Jewitt, R. Lindborg. 2015. Mapping ecosystem services across scales and continents – A review. *Ecosystem Services*, 13: 57-63. Doi: 10.1016/j.ecoser.2015.01.006.

Martín-López, B., J.A. González, J.A. y S. Vilardy. 2012a. Guía docente de Ciencias de la Sostenibilidad. Universidad del Magdalena, Universidad Autónoma de Madrid, Instituto de Investigaciones Biológicas Alexander von Humboldt y Centro de Estudios de América Latina – Banco Santander.

Martín-López, B., I. Iniesta-Arandia, M. García-Llorente, I. Palomo, I. Casado-Arzuaga, D. García Del Amo, E. Gómez-Baggethun, E. Otero-Rozas, I. Palacios-Agundez, B. Willaarts, J.A. Gonzalez, F. Santos-Martin, M. Onaindia, C. López-Santiago, C. Montes. 2012b. Uncovering ecosystem service bundles through social preferences. *PloS ONE*, 7: e38970. Doi: 10.1371/journal.pone.0038970.

Martín-López, B., E. Gómez-Baggethun, M. García-Llorente, C. Montes. 2014. Trade-offs across value-domains in ecosystem services assessment. *Ecological Indicators*, 37: 220-228. Doi: 10.1016/j.ecolind.2013.03.003.

Martínez-Sastre, R., F. Ravera, J.A. González, C. López-Santiago, I. Bidegain, G. Munda. 2017. Mediterranean landscapes under change: Combining social multicriteria evaluation and the ecosystem services framework for the land use planning. *Land Use Policy*, 67: 472-486. Doi: 10.1016/j.landusepol.2017.06.001.

- McCrea, R., A. Walton, R. Leonard. 2014. A conceptual framework for investigating community wellbeing and resilience. *Rural Society*, 23(3): 270-282. Doi: 10.1080/10371656.2014.11082070.
- McNeely, J.A. 2003. Conserving forest biodiversity in times of violent conflict. *Oryx*, 37(02):142-152. Doi: 10.1017/S0030605303000334.
- Nolte, C. 2016. Identifying challenges to enforcement in protected areas: empirical insights from 15 Colombian parks. *Oryx*, 50(2): 317-322. Doi:10.1017/S0030605314000891.
- Nyborg, K., J. M. Anderies, A. Dannenberg, T. Lindahl, C. Schill, M. Schlüter, W.N. Adger, K.J. Arrow, S. Barrett, S. Carpenter, F.S. Chapin III, A.-S. Crépin, G. Daily, P. Ehrlich, C. Folke, W. Jager, N. Kautsky, S.A. Levin, O.J. Madsen, S. Polasky, M. Scheffer, B. Walker, E.U. Weber, J. Wilen, A. Xepapadeas, A. de Zeeuw. 2016. Social norms as solutions. *Science*, 354: 42-43. Doi: 10.1126/science.aaf8317.
- Ojeda, D. 2013. War and tourism: The banal geographies of security in Colombia's "Retaking". *Geopolitics*, 18: 79-778. Doi: 10.1080/1450045.2013.780037.
- Ordway, E. 2015. Political shifts and changing forest: Effects of armed conflict on forest conservation in Rwanda. *Global Ecology and Conservation*, (3):448-460. Doi: 10.1016/j.gecco.2015.01.013
- Ostrom, E. 2009. A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science*, 325 (5939): 419-422. Doi: 10.1126/science.1172133.
- Oteros-Rozas, E., B. Martín-López, C.A. López, I. Palomo, J.A. González. 2013. Envisioning the future of transhumant pastoralism through participatory scenario planning: A case study in Spain. *The Rangeland Journal*, 35(3):251-272. Doi: 10.1071/RJ12092.
- Oteros-Rozas, E., B. Martín-López, T. Daw, E.L. Bohensky, J. Butler, R. Hill, J. Martín-Ortega, A. Quinlan, F. Ravera, I. RuizMallén, M. Thyresson, J. Mistry, I. Palomo, G.D. Peterson, T. Plieninger, K.A. Waylen, D. Beach, I. C. Bohnet, M. Hamann, J. Hanspach, K. Hubacek, S. Lavorel, S. Vilardy 2015. Participatory scenario planning in place-based social-ecological research: insights and experiences from 23 case studies. *Ecology and Society*, 20(4):32. Doi:10.5751/ES-07985-200432.
- Palomo, I., B. Martín-López, C. López-Santiago, C. Montes. 2011. Participatory scenario planning for protected areas management under the ecosystem services framework: the Doñana social-ecological system in Southwestern Spain. *Ecology and Society*, 16 (1): 23.
- Palomo, I., B. Martín-López, M. Potschin, R. Haines-Young, C. Montes. 2013. National Parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flow. *Ecosystem Services*, 4: 104-116. Doi: 10.1016/j.ecoser.2012.09.001.
- Pascual, U., P. Balvanera, S. Díaz, G. Pataki, E. Roth, M. Stenseke, R.T. Watson, E. Basak Dessane, M. Islar, E. Kelemen, V. Maris, M. Quaas, S.M. Subramanian, H. Wittmer, A. Adlan, S. Ahn, Y.S. Al-Hafedh, E. Amankwah, S.T. Asah, P. Berry, A. Bilgin, S.J. Breslow, C. Bullock, D. Cáceres, H. Daly-Hassen, E. Figueroa, C.D. Golden, E. Gómez-Baggethun, D. González-Jiménez, J. Houdet, H. Keune, R. Kumar, K. Ma, P.H. May, A. Mead, P.O' Farrell, R. Pandit, W. Pengue, R. Pichis-Madruga, F. Popa, S. Preston, D. Pacheco-Balanza, H. Saarikoski, B.B. Strassburg, M. van den Belt, M. Verma, F. Wickson, N. Yagi. 2017. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26-27: 7-16. Doi: 10.1016/j.cosust.2016.12.006.
- Pérez-Rincón, M., J. Vargas-Morales, J. Martínez-Alier. 2019. Mapping and Analyzing Ecological Distribution Conflicts in Andean Countries. *Ecological Economics*, 157: 80-91. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2018.11.004.
- Petrosillo I., R. Aretano, G. Zurlini. 2015. Socioecological Systems. Reference Module in *Earth System and Environmental Sciences*. Doi: 10.1016/B978-0-12-409548-9.09518-X.
- Pérez-Soba, M., P. Verweij, H. Saarikoski, P.A. Harrison, D.N. Barton, E. Furman. 2018. Maximising the value of research on ecosystem services: Knowledge integration and guidance tools mediating the science, policy and practice interfaces. *Ecosystem Services*, 29: 599-607. Doi: 10.1016/j.ecoser.2017.11.012.
- Plieninger, T., C. Bieling, B. Ohnesorge, H. Schaich, C. Schleyer, F. Wolff. 2013. Exploring futures of ecosystem services in cultural landscapes through participatory scenario development in the Swabian Alb, Germany. *Ecology and Society*, 18:39. Doi: 10.5751/ES-05802-180339.
- Polasky, S., S.R. Carpenter, C. Folke, B. Keeler. 2011. Decision-making under great uncertainty: environmental management in an era of global change. *Trends in Ecology & Evolution*, 26:398-404. Doi: 10.1016/j.tree.2011.04.007.
- Prado, S.G., J.A. Collazo, R.E. Irwin. 2018. Resurgence of specialized shade coffee cultivation: Effects on pollination services and quality of coffee production. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 26: 567-575. Doi: 10.1016/j.agee.2018.07.002.
- Price, J.C., I.A. Walker, F. Boschetti. 2014. Measuring cultural values and beliefs about environment to identify in climate change responses. *Journal of Environmental Psychology*, 37: 8-20. Doi: 10.1016/j.jenvp.2013.10.001.
- Priess, J.A. y J. Hauck. 2014. Integrative scenario development. *Ecology and Society*, 19(1): 12. Doi:10.5751/ES-06168-190112.
- Qiu, J., S.R. Carpenter, E.G. Booth, M. Motew, S.C. Zipper, C.J. Kucharik, X. Chen, S.P. Loheide II, J. Seifert, M.G. Turner. 2018. Scenarios reveal pathways to sustain future ecosystem services in an agricultural landscape. *Ecological Applications*, 28(1): 119-134. Doi: 10.1002/eap.1633.

- Quintas-Soriano, C., A.J. Castro, M. García-Llorente, J. Cabello, H. Castro. 2014. From supply to social demand: a landscape-scale analysis of the water regulation service. *Landscape Ecology*, 29: 1069-1082. Doi: 10.1007/s10980-014-0032-0.
- Raudsepp-Hearne, C., G.D. Peterson, E.M. Bennett. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107: 5242-5247. Doi: 10.1073/pnas.0907284107.
- Reed, J., J. Barlow, R. Carmenta, J. van Vianen, T. Sunderland. 2019. Engaging multiple stakeholders to reconcile climate, conservation and development objectives in tropical landscapes. *Biological Conservation*, 238: 108229. Doi: 10.1016/j.biocon.2019.108229
- Richert, C., F. Boschetti, I. Walker, J. Price, N. Griegg. 2016. Testing the consistency between goals and policies for sustainable development: mental models of how the world works today are inconsistent with mental models of how the world will work in the future. *Sustainability Science*, 12:45-64. Doi: 10.1007/s11625-016-0384-2.
- Rincón-Ruiz, A., J. Rojas-Padilla, C. Agudelo-Rico, M. Perez-Rincon, S. Vieira-Samper, J. Rubia no-Paez. 2019. Ecosystem services as an inclusive social metaphor for the analysis and management of environmental conflicts in Colombia. *Ecosystem Services*, 37: 100924. Doi: 10.1016/j.ecoser.2019.100924.
- Rodríguez, N., D. Armenteras, J. Retana. 2015. National ecosystem services priorities for planning carbon and water resource management in Colombia. *Land Use Policy*, 42: 609-618. Doi: 10.1016/j.landusepol.2014.09.013
- Ruiz-Mallén, I., E. Corbera, D. Calvo-Boyero, V. Reyes-García. 2015a. Participatory scenarios to explore local adaptation to global change in biosphere reserves: experiences from Bolivia and Mexico. *Environmental Science & Policy*, 54:398-408. Doi: 10.1016/j.envsci.2015.07.027.
- Ruiz-Mallén, I., C. Schunko, E. Corbera, M. Rös, V. Reyes-García. 2015b. Meanings, drivers, and motivations for community-based conservation in Latin America. *Ecology and Society*, 20(3):33. Doi: 10.5751/ES-07733-200333.
- Russell, R., A.D. Guerry, P. Balvanera, R.K. Gould, X. Basurto, K.M.A. Chan, S. Klain, J. Levine, J. Tam. 2013. Humans and Nature: How Knowing and Experiencing Nature Affect Well-Being. *Annual Review of Environment and Resources*, 38:473-502. Doi: 10.1146/annurev-environ-012312-110838.
- Saarikoski, H., E. Primmer, S.-R. Saarela, P. Antunes, R. Aszalós, F. Baró, P. Berry, G. Garcia Blanco, E. Gómez-Baggethun, L. Carvalho, J. Dick, R. Dunford, M. Hanzu, P.A. Harrison, Z. Izakovicova, M. Kertész, L. Kopperoinen, B. Köhler, J. Langemeyer, D. Lapola, C. Liqueste, S. Luque, P. Mederly, J. Niemelä, I. Palomo, G. Martinez Pastur, P.L. Peri, E. Preda, J.A. Priess, R. Santos, C. Schleyer, F. Turkelboom, A. Vadineanu, W. Verheyden, S. Vikström, J. Young. 2018. Institutional challenges in putting ecosystem service knowledge in practice. *Ecosystem Services*, 29: 579-598. Doi: 10.1016/j.ecoser.2017.07.019.
- Saito, O., C. Kamiyama, S. Hashimoto, T. Matsui, K. Shoyama, K. Kabaya, T. Uetake, H. Taki, Y. Ishikawa, K. Matsushita, F. Yamane, J. Hori, T. Ariga, K. Takeuchi. 2019. Co-design of national-scale future scenarios in Japan to predict and assess natural capital and ecosystem services. *Sustainability Science*, 14: 5-21. Doi: 10.1007/s11625-018-0587-9.
2015. Integrating socio-cultural perspectives into ecosystem service valuation: a review of concepts and methods. *Ecological Economics*, 114, 67-78. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2015.03.007
- Santos-Martín, F., P. Zorrilla-Miras, I. Palomo, C. Montes, J. Benayas, J. Maes. 2019. Protecting nature is necessary but not sufficient for conserving ecosystem services: A comprehensive assessment along a gradient of land-use intensity in Spain. *Ecosystem Services*, 35: 43-51. Doi: 10.1016/j.ecoser.2018.11.006.
- Sattler, C., L. Loft, C. Mann, C. Meyer. 2018. Methods in ecosystem services governance analysis: An introduction. *Ecosystem Services*, 34: 155-168. Doi: 10.1016/j.ecoser.2018.11.007
- Scholte S.S.K., A.J.A. van Teeffelen, P.H. Verburg. 2015. Integrating socio-cultural perspectives into ecosystem service valuation: a review of concepts and methods. *Ecological Economics*, 114, 67-78. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2015.03.007.
- Sierra, C.A., M. Mahecha, G. Poveda, E. Álvarez-Dávila, V.H. Gutierrez-Velez, B. Reu, H. Feilhauer, J. Anáya, D. Armenteras, A.M. Benavides, C. Buendía, Á. Duque, L.M. Estupiñán-Suarez, C. González, S. Gonzalez-Caro, R. Jimenez, G. Kraemer, M. C. Londoño, S.A. Orrego, J.M. Posada, D. Ruiz-Carrascal, S. Skowronek. 2017. Monitoring ecological change during rapid socio-economic and political transitions: Colombian ecosystems in the post-conflict era. *Environmental Science and Policy*, 76: 40-49. Doi: 10.1016/j.envsci.2017.06.011.
- Speelman, E.N., J.C.J. Groot, L.E. García-Barrios, K. Kok, H. van Keulen, P. Tittonell. 2014. From coping to adaptation to economic and institutional change – trajectories of change in land-use management and social organization in a Biosphere Reserve community, Mexico. *Land Use Policy*, 41: 31-44. Doi: 10.1016/j.landusepol.2014.04.014.
- Stallman, H.R. 2011. Ecosystem services in agriculture: Determining suitability for provision by collective management. *Ecological Economics*, 71: 131-139. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2011.08.016.
- Stosch, K.C., R.S. Quilliam, N. Bunnefeld, D.M. Oliver. 2017. Managing multiple catchment demands for sustainable water use and ecosystem service provision. *Water*, 9: 677. Doi:10.3390/w9090677.

Suarez, A., P.A. Arias-Arévalo, E. Martínez-Mera. 2018. Environmental sustainability in post-conflict countries: insights for rural Colombia. *Environment, Development and Sustainability*, 20:997–1015. Doi: 10.1007/s10668-017-9925-9.

Summers, J.K., L.M. Smith, J.L. Case, R.A. Linthurst. 2012. A Review of the Elements of Human Well-Being with an Emphasis on the Contribution of Ecosystem Services. *Ambio*, 41:327–340. Doi:10.1007/s13280-012-0256-7.

Temper, L., F. Demaria, A. Scheidel, D. Del Bene, J. Martinez Alier. 2018. The Global Environmental Justice Atlas (EJAtlas): ecological distribution conflicts as forces for sustainability. *Sustainability Science*, 13: 573–584. Doi: 10.1007/s11625-018-0563-4.

Thompson, J.R., K.F. Lambert, D.R. Foster, E.N. Broadbent, M. Blumstein, A.M. Almeyda Zambrano, Y. Fan. 2016. The consequences of four land-use scenarios for forest ecosystems and the services they provide. *Ecosphere*, 7:e01469. Doi: 10.1002/ecs2.1469.

Vilardy, S.P., J.A. González, B. Martín-López, C. Montes. 2011. Relationships between hydrological regime and ecosystem services supply in a Caribbean coastal wetland: a social-ecological approach. *Hydrological Sciences Journal*, 56, 1423–1435. Doi: 10.1080/02626667.2011.631497

Villamagna, A. y C. Giesecke. 2014. Adapting Human Well-being frameworks for ecosystem service assessments across diverse Landscapes. *Ecology and Society*, 19(1): 11. Doi: 10.5751/ES-06173-190111.

Villamor, G.B., I. Palomo, C.A. López-Santiago, E. Oteros-Rozas, J. Hill. 2014. Assessing stakeholders' perception and values towards social-ecological systems using participatory methods. *Ecological Processes*, 3(1): 22. Doi: 10.1186/s13717-014-0022-9.

Wang, Y., X. Li, Q. Zhang, J. Li, X. Zhoua. 2018. Projections of future land use changes: Multiple scenarios-based impacts analysis on ecosystem services for Wuhan city, China. *Ecological Indicators*, 94: 430-445. Doi: 10.1016/j.ecolind.2018.06.047.

Weyland, F., M.E. Mastrangelo, A.D. Auer, M.P. Barral, L. Nahuelhual, A. Larrazábal, A.F. Parera, L.M. Berrouet Cadavid, C.P. López-Gómez, C. Villegas Palacio. 2019. Ecosystem services approach in Latin America: From theoretical promises to real applications. *Ecosystem Services*, 35: 280-293. Doi: 10.1016/j.ecoser.2018.11.010.

Williams, C., A. Fenton, S. Huq. 2015. Knowledge and adaptive capacity. *Nature Climate Change*, 5: 82–83. Doi:10.1038/nclimate2476.

Wood, S.L.R., S.K. Jones, J.A. Johnson, K.A. Brauman, R. Chaplin-Kramer, A. Fremier, E. Girvetz, L.J. Gordon, C.V. Kappel, L. Mandle, M. Mulligan, P.O' Farrell, W.K. Smith, L. Willemsen, W. Zhang, F.A. DeClerck. 2018. Distilling the role of ecosystem services in the Sustainable Development Goals. *Ecosystem Services*, 29: 70-82. Doi: 10.1016/j.ecoser.2017.10.010.



*-¿Sabes cuál es el problema con este
mundo?*

*Todos quieren una solución mágica
a su problema y todo el mundo se
rehúsa a creer en la magia*

Lewis Carroll

6. Discusión genereral

Colombia se encuentra actualmente inmersa en un importante cambio socio-político derivado del Proceso de Paz y la implementación de sus Acuerdos. Un escenario en el que se prevén rápidos cambios en cadena de las relaciones naturaleza-sociedad ante un panorama de gran incertidumbre (Baptiste *et al.*, 2017; Castro-Nunez *et al.*, 2017; Salazar *et al.*, 2018; Grima y Singh, 2019). Esta situación coyuntural podría suponer la aparición de nuevas oportunidades para afrontar dichos cambios desde una perspectiva de sostenibilidad del modelo socioeconómico. Para ello será necesario reformular los planteamientos de futuro en una dirección que posibilite el desarrollo rural y la conservación y restauración de la biodiversidad y del capital natural (Boron *et al.*, 2016).

En numerosos países los procesos de reconciliación social tras conflictos armados han priorizado el crecimiento económico a corto plazo para superar los efectos, a veces devastadores, de la guerra sobre la población, olvidando a menudo las consideraciones de protección y conservación ambiental que aseguran la sostenibilidad y el justo reparto de la riqueza a largo plazo (Ijang y Cleto, 2013; Katunga y Muhigwa, 2014; Baumann y Kuemmerle, 2016; Salazar *et al.*, 2018). No es de extrañar esta actitud, si se analiza el contexto internacional de desarrollo socioeconómico basado en la extracción intensiva de recursos naturales (proceso comúnmente denominado como “extractivismo”) y la especulación, lo que convierte en prioritario un profundo replanteamiento de las relaciones entre naturaleza y sociedad a todos los niveles.

Es unánime el clamor social reclamando un nuevo diseño de las estructuras de gobernanza para hacerlas efectivas en una gestión adecuada de los ecosistemas, alineada con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (Ibáñez y Vélez, 2007; Österblom *et al.*, 2013; Kininmonth *et al.*, 2015; Sierra *et al.*, 2017; Mann *et al.*, 2018). En este sentido, el presente trabajo plantea el uso del marco conceptual de los sistemas socio-ecológicos (Berkes y Folke, 1998; Liu *et al.*, 2007; Ostrom, 2009) para analizar los vínculos entre los ecosistemas y el bienestar humano en el departamento de Tolima (Colombia), considerándolo el primer e imprescindible paso para proponer las bases de una planificación territorial verdaderamente integrada y sistémica hacia la sostenibilidad. A tal fin, se recurrió a la implementación de diversas aproximaciones metodológicas que permitieron construir una visión holística y operativa del complejo entramado territorial y social que lo integra.

El análisis de la relación entre los usos y coberturas del suelo y los descriptores socioeconómicos en la situación previa al Proceso de Paz (Capítulo 2), permitió identificar tres sectores

paisajísticos predominantes que configuran el territorio de Tolima: i) mosaicos mixtos de cultivos y sistemas ganaderos tradicionales, ii) ganadería y cultivos intensivos y iii) áreas naturales remanentes. Las tendencias de variación del paisaje identificadas se corresponden con las dinámicas socio-ecológicas características de los Andes de Colombia, donde los usos agrícolas más intensivos se están desarrollando a costa de la deforestación de los bosques nativos y la transformación de los mosaicos multifuncionales tradicionales (Gibbs *et al.*, 2010; Rodríguez *et al.*, 2013; Lerner *et al.*, 2017). Dichos procesos de expansión e intensificación de la producción agrícola, han sido reforzados por parte del Estado a través de políticas específicas dirigidas a garantizar la provisión de servicios de abastecimiento a los territorios de mayor productividad y que concentran una alta densidad poblacional (Pacheco *et al.*, 2010; Rodríguez *et al.*, 2013; Villaraga *et al.*, 2014).

Las áreas menos transformadas del departamento, caracterizadas por una marcada presencia de coberturas naturales y que albergan una mayor biodiversidad, se constituyen como elementos clave para la conservación. Se trata de contextos rurales definidos por factores socioeconómicos y políticos derivados de muchas décadas de una débil presencia del Estado, en los que abunda la pequeña producción agrícola tradicional. Estos sistemas rurales requieren un nivel alto de mano de obra procedente, en gran medida, de personas en situación de desplazamiento forzoso fruto del conflicto armado y la violencia (Fjeldså *et al.*, 2005; Hanson *et al.*, 2011; Baumann y Kummerle, 2016; Salas-Salazar, 2016). Estas áreas han estado marcadas por la desigualdad, la vulnerabilidad y la pobreza, con frecuencia vinculadas a acciones violentas (Kälin, 2008; Delgado *et al.*, 2015; Albertus, 2019), cuya expresión territorial ha sido el acaparamiento y la distribución desigual de la tierra (Royuela y García, 2015; Sierra *et al.*, 2017; Guardado, 2018; Zúñiga-Upegui *et al.*, 2019). Precisamente, la desigualdad en la propiedad de la tierra fue una de las principales razones de la aparición de grupos subversivos y de la lucha armada en el país (Richani, 1997; González y López, 2007; Albertus y Kaplan, 2012).

En la larga historia del conflicto armado colombiano, las áreas remotas e inaccesibles de Tolima fueron elegidas preferentemente por los grupos armados, que las convirtieron en lugares inseguros donde el desplazamiento forzado favoreció el abandono de la agricultura de baja intensidad a pequeña escala (Shultz *et al.*, 2014; Cuenca *et al.*, 2016; Salas-Salazar, 2016). Si bien es cierto que estas zonas ya albergaban un alto porcentaje de vegetación natural, su abandono estimuló la regeneración de los bosques (Sánchez-Cuervo y Aide, 2013a; Suárez *et al.*, 2018a) en un proceso conocido como “conservación a punta de pistola” (Dávalos, 2001; McNeely, 2003; Chaves-Agudelo *et al.*, 2015; Armenteras *et*

al., 2019). Paralelamente, se desarrolló un proceso antagónico de deforestación, apropiación y explotación excesiva de recursos naturales, favorecido por los grupos armados en enclaves concretos con objeto de asegurarse su subsistencia y financiación (Álvarez, 2001, 2003; Dávalos, 2001; Morales, 2017). Efectivamente, los indicadores identificados en el presente trabajo para caracterizar las interacciones socio-ecológicas en Tolima (Capítulos 2 y 3) y las valoraciones acreditadas por técnicos y ciudadanos (Capítulos 4 y 5) confirmaron que el conflicto armado ha influido significativamente tanto en la conservación de la biodiversidad y de los recursos naturales, como en el detrimento de la calidad de vida y el bienestar de la población local, de manera similar a como ha ocurrido en otras partes del país (Dávalos, 2001; Fjeldså *et al.*, 2005; Stevens *et al.*, 2011; Sánchez-Cuervo y Aide, 2013b).

Actualmente, la implementación de los Acuerdos establecidos en el marco del Proceso de Paz es una de las cuestiones que generan mayor incertidumbre sobre el futuro del sistema social regional. Este aspecto ha sido corroborado por los actores sociales consultados, que lo han identificado como uno de los principales determinantes de la situación ambiental de Tolima (Capítulo 5). Precisamente, la disponibilidad de información relativa a las variables socio-políticas y económicas relacionadas con el cese del conflicto armado (Vargas, 2012; Karl, 2017; Suárez *et al.*, 2018a,b; Salazar *et al.*, 2018; Gallego *et al.*, 2019) fue una pieza fundamental para el desarrollo de la simulación del paisaje posconflicto, basada en el modelo matemático desarrollado en el Capítulo 2, que permitió realizar un mapa predictivo del paisaje a escala municipal. Un escenario que también fue fundamental en el diseño participativo de escenarios de futuro llevado a cabo en el Capítulo 5.

El desarrollo del escenario posconflicto se basó en los indicadores de cambio socio-políticos y económicos identificados a partir del modelo de interacciones socio-ecológicas calculado. El paisaje simulado indica una tendencia marcada hacia la expansión de la frontera agraria y la intensificación agroindustrial, a expensas de los sistemas agrarios tradicionales y de una notable pérdida de naturalidad, especialmente en las áreas menos intervenidas hasta el momento. El modelo se validó utilizando datos actuales de la producción agraria de Tolima, en los que se observa un aumento significativo de la superficie dedicada a la producción de arroz y café, dos de los productos más destacados en el sector agrícola y con más apoyos e incentivos por parte del gobierno colombiano (Unda y Etter, 2019). De los resultados obtenidos se puede deducir que los procesos relacionados con el cese del conflicto, el retorno de la población a las zonas rurales y los cambios de uso del suelo modelizados, contribuirán a mejorar las condiciones económicas de los habitantes rurales. Sin embargo, es también probable que la transformación acelerada del paisaje y la explotación

no regulada de los recursos naturales constituyan una amenaza tanto para la conservación de los ecosistemas, la biodiversidad y otros procesos relacionados con el suministro de servicios de los ecosistemas como para las condiciones de equidad socioeconómica de la población (Dávalos, 2001; WWF-Colombia, 2017; Unda y Etter, 2019; Rodríguez et al., 2013; Kreidenweis et al., 2018; Vanderhaegen et al., 2018).

Los resultados correspondientes al análisis de los ecosistemas, su biodiversidad y la configuración paisajística en relación con el sistema socioeconómico local, permitieron investigar los efectos de los cambios de uso del suelo sobre la diversidad funcional de las comunidades de peces de los humedales del bosque seco tropical de Tolima (Capítulo 3), en particular los asociados con la intensificación agrícola y ganadera (Barbet-Massin y Jetz, 2015; Hevia et al., 2018; Hossain et al., 2017; Alahuhta et al., 2018). En la matriz territorial que alberga los humedales del bosque seco tropical en la cuenca del Magdalena Tolimense se pueden distinguir tres tipos de paisaje, en función del predominio de los usos agrarios, ganaderos o forestales. Esto concuerda con estudios previos sobre el estado de conservación del bosque seco tropical y sus impulsores de cambio, donde se destacan los asociados a la agricultura, la ganadería, la expansión de la urbanización y el aumento de infraestructuras de retención y conducción de agua para la irrigación de zonas agrícolas, en particular como soporte a la producción intensiva de arroz (Ribeiro et al., 2013; Dellerce et al., 2016; Rubiano et al., 2017). Estos procesos son, por tanto, coherentes con las tendencias de paisaje regional identificadas en el Capítulo 2 (Zúñiga-Upegui et al., 2019).

Las comunidades ícticas de los humedales inmersos en una matriz de "Bosque", tanto ribereños como fragmentados, tienen una mayor riqueza y redundancia funcional. De acuerdo con la hipótesis de la redundancia funcional, este resultado podría indicar un mayor valor de resiliencia, ya que la pérdida de algunas especies podría no repercutir significativamente en el funcionamiento del ecosistema (Naeem et al., 2009; Mouillot et al., 2014; Whitfield y Harrison, 2014; Villéger et al., 2017). Como ecosistemas más resilientes, podrían llevar a cabo sus funciones de manera más eficiente y estable a largo plazo (Biggs et al., 2012; Lefcheck et al., 2015). En el caso de los humedales inmersos en una matriz de tipo "Cultivos" se obtienen los valores más altos de abundancia, diversidad taxonómica y diversidad funcional íctica. Esto posiblemente se deba no sólo al aporte adicional de nutrientes derivado de la actividad agrícola, sino también a la mayor posibilidad de interconexión, por inundación, con otros cursos fluviales, lo que podría favorecer la presencia de especies con un mayor rango de valores en algunos rasgos funcionales (Cassati et al., 2015; Brett et al., 2017). Por último, los humedales rodeados por la matriz de "Ganade-

ría” , obtuvieron en general valores bajos de los índices de diversidad taxonómica y funcional, lo que puede estar asociado con las perturbaciones causadas por cambios bruscos en las condiciones abióticas que degradan el hábitat, como la reducción de la concentración de oxígeno disuelto, el aumento de nitritos y fosfatos, y la pérdida de vegetación macrófita por efecto del pastoreo (Lerner *et al.*, 2017; Mateo-Sagasta *et al.*, 2017). Además, en estos humedales se encuentran especies exóticas, introducidas para el desarrollo de la acuicultura, que comparten los mismos rasgos funcionales. Esto plantea problemas de conservación a largo plazo, ya que es posible que la ventaja competitiva de los invasores llegue a provocar la extinción por exclusión competitiva de las especies nativas (Mouillot *et al.*, 2013).

Los resultados sugieren que el hábitat es limitante para la coexistencia de las especies y concuerdan con lo observado para distintas comunidades de peces en otros humedales tropicales (Córdova-Tapia y Zambrano, 2016, 2018; Dolbeth *et al.*, 2016b). Se comprueban los efectos negativos que sobre estos ecosistemas frágiles de humedales tiene la introducción de especies exóticas y la actividad ganadera, que se desarrolla sin control en áreas de bosque seco (Lasso *et al.*, 2014). Ambas circunstancias tienen probables efectos negativos sobre la generación de servicios de los ecosistemas (Gumbricht *et al.*, 2017; Ricaurte *et al.*, 2017; Maltby, 2018).

El análisis de la diversidad funcional demuestra ser una aproximación metodológica útil para medir el efecto de los usos del suelo sobre las comunidades bióticas y un marco de referencia válido en el que basar la identificación de las prioridades de conservación de los humedales y la formulación de planes de manejo de acuerdo con las tendencias actuales de conversión e intensidad de los usos del suelo. Los resultados de este capítulo muestran la utilidad del enfoque de la diversidad funcional para caracterizar la estructura de las comunidades bióticas y permite una mejor comprensión del impacto que las perturbaciones ambientales ejercen sobre el funcionamiento de los ecosistemas (Cadotte *et al.*, 2011; Mouillot *et al.*, 2013; Strong *et al.*, 2015; Dolbeth *et al.*, 2016a). En este sentido, se resalta la importancia de la conservación, restauración y ampliación de los remanentes de bosque seco tropical, no solo por tratarse de un ecosistema amenazado, si no por su valor como garante de la funcionalidad ecológica y por su utilidad productiva (Buzzard *et al.*, 2016; Bastin *et al.*, 2017).

El análisis de los vínculos naturaleza-sociedad mediante la valoración sociocultural de los servicios de los ecosistemas (Capítulo 4), ha permitido la cuantificación y cartografía de la

relación entre la oferta y la demanda de los mismos, aplicable en los procesos de planificación territorial (de Groot *et al.*, 2010; Díaz *et al.*, 2015; Coldin y Barthel, 2019). Esta herramienta permitió identificar los compromisos y sinergias establecidos entre los SEs ofertados y los demandados por la población y los usos del territorio, como parte de un único sistema socio-ecológico (Schröter *et al.*, 2012; Bastian *et al.*, 2013; Cord *et al.*, 2017). Este tipo de aproximaciones es especialmente necesario en América Latina donde el conocimiento actual sobre la cantidad, distribución y valoración de los servicios es limitado (Balvanera *et al.*, 2012; Malinga *et al.*, 2015; Bidegain *et al.*, 2019; Quijas *et al.*, 2019). Ante tal escasez de trabajos de evaluación de SEs a escala local en Colombia (Ruiz-Agudelo y Bello, 2014; Dobbs *et al.*, 2018), esta Tesis Doctoral afronta una aproximación metodológica basada en el conocimiento de técnicos de la Administración, expertos en aspectos ambientales y territoriales, sobre los ecosistemas que conocen y gestionan. El procedimiento se llevó a cabo mediante un enfoque de valoración semicuantitativo (Burkhard *et al.*, 2014). Dada la dificultad de establecer puentes entre el conocimiento práctico y el análisis científico, se han utilizado los usos y coberturas del suelo como *proxys* para la cuantificación espacialmente explícita de los servicios de los ecosistemas, como primer paso hacia evaluaciones más complejas y detalladas (Jacobs *et al.*, 2015; Goldenberg *et al.*, 2017; García-Márquez *et al.*, 2017; Chen *et al.*, 2019).

Los resultados obtenidos en el Capítulo 4 muestran que en el departamento de Tolima las áreas caracterizadas por usos y coberturas del suelo naturales soportan la mayor oferta de SEs de todo el territorio. Estos ecosistemas se concentran en altitudes elevadas del flanco oriental del departamento y presentan una tendencia hacia el superávit de servicios (oferta superior a la demanda). Los ecosistemas de montaña cubren alrededor de una cuarta parte de la superficie total del planeta y contienen la mitad de los puntos críticos de biodiversidad global, prestando una amplia gama e importancia de SEs que queda patente en los resultados obtenidos en el área de estudio. Su elevada vulnerabilidad frente a los impactos actuales derivados del cambio global obliga a prestarles una atención preferente (Gaglio *et al.*, 2017; IPBES, 2018; Bonnesoeur *et al.*, 2019; Martín-López *et al.*, 2019). Igualmente, los ríos y humedales reciben valores muy elevados de oferta potencial de servicios, no solo por los evidentes recursos hídricos que proporcionan para el consumo humano o la agricultura, sino también por los alimentos y materiales aprovechables por las comunidades locales que suministran, por su importancia en el mantenimiento del resto de ecosistemas y por su papel clave para atenuar las consecuencias de eventos naturales como las inundaciones (Ricaurte *et al.*, 2017, 2019; IDEAM, 2018).

Como contraparte, la mayor demanda de SEs está relacionada con el suministro de agua y de materiales de origen biótico y geótico, lo que parece corresponderse con las actuales tendencias de expansión agraria y crecimiento urbano en el país, así como con la política nacional de implementación de la minería a gran escala. Estos procesos se consideran los principales motores de desarrollo económico nacional (Colombia, 2016). Todo ello convierte a Tolima en uno de los departamentos de Colombia donde al menos el 50% de sus municipios son susceptibles a sufrir desabastecimiento de agua, incremento de la contaminación del aire y pérdida de hábitat para determinadas especies (IDEAM, 2018; McIntyre *et al.*, 2018; Clerici *et al.*, 2019). A esto hay que sumarle que los usos y coberturas del suelo altamente modificados pierden gran parte de su capacidad de suministrar SEs, principalmente de regulación y provisión, al tiempo que su demanda es elevada (Burkhard *et al.*, 2012; Schirpke *et al.*, 2019; Palomo-Campesino *et al.*, 2018; Ferreira *et al.*, 2019). Así, en el departamento de Tolima, el 53% de los usos y coberturas del suelo presentan un balance de servicios deficitario (demanda de servicios superior a su oferta) asociado principalmente a los usos del suelo transformados, máximo en los territorios artificializados y en los cultivos. Este déficit de servicios está relacionado con el desarrollo de la agricultura intensiva (principalmente para la producción de café y arroz), que implica importantes impactos, tales como la pérdida de hábitat, la reducción de la fertilidad del suelo, el incremento de la erosión, la contaminación de los recursos hídricos o la pérdida de control biológico (Atallah *et al.*, 2018; Prado *et al.*, 2018; Qiu *et al.*, 2018; Clerici *et al.*, 2019).

En los espacios naturales protegidos de Tolima, la estrategia de conservación se ha basado en la protección estricta, lo que ha promovido el abandono de las actividades agrarias y la regeneración de la vegetación natural. Aunque esto ha propiciado compromisos o *trade-offs* entre los usos y coberturas del suelo, en general, no se han generado conflictos entre los diferentes actores sociales debido a que el enfoque de estas iniciativas de conservación destaca la importancia del suministro de servicios de los ecosistemas para el bienestar de las comunidades locales, por lo que gozan de la aceptación social (Kovács *et al.*, 2015).

El análisis del balance oferta-demanda de servicios dentro y fuera de los espacios naturales protegidos revela la existencia de *trade-offs* entre los servicios de regulación y de provisión, ambos con superávit dentro de los ENP, y los servicios culturales, excedentarios fuera de los límites de los ENP. Este proceso está promovido por la limitación de acceso y uso de los ENP impuesta a las comunidades locales por vía normativa o como consecuencia del conflicto armado, lo que ha favorecido las actividades de conservación de hábitats, reduciendo al mismo tiempo los SEs derivados del aprovechamiento del suelo y de los bosques

dentro de los ENP (Castro *et al.*, 2015; Kovács *et al.*, 2015; Mathevet *et al.*, 2016). Es destacable que entre los servicios culturales únicamente el conocimiento científico y el valor recreativo presentan un balance positivo dentro de los límites de los espacios naturales protegidos. Esta interacción oferta-demanda positiva puede atribuirse a que el conocimiento científico se ha considerado como uno de los posibles servicios a suministra por los ENP, dadas las condiciones de conservación restrictiva que ha proporcionado la situación socio-política derivada del conflicto armado (Canavire-Bacarreza *et al.*, 2018).

Por último, el uso de métodos participativos de construcción de escenarios de futuro (Carpenter *et al.*, 2006) permitió realizar tres predicciones distintas acerca de las posibles consecuencias de los cambios socio-políticos venideros asociados al posconflicto. Una de ellas se basó en el escenario de cambio posconflicto de tipo “business as usual” , que coincidió con el modelo matemático en predecir un proceso de expansión e intensificación agraria de los usos del suelo. Este trabajo permitió obtener una visión conjunta de las posibles consecuencias de la priorización de determinados usos del suelo sobre el bienestar de las comunidades locales y, establecer las posibles medidas de gestión que estas comunidades consideran necesarias para garantizar la oferta de servicios de los ecosistemas y su bienestar. Los métodos participativos como las evaluaciones de preferencias y los escenarios de futuro, han surgido en las últimas décadas como un enfoque efectivo para comprender las consideraciones sociales sobre la importancia que tienen los servicios de los ecosistemas para el bienestar de una comunidad concreta, así como su vulnerabilidad, con clara utilidad para su incorporación en la formulación de políticas y planes de conservación (Cavender-Bares *et al.*, 2015; Scholte *et al.*, 2015; Börger *et al.*, 2018; Saito *et al.*, 2019).

El diagnóstico realizado por los actores sociales sobre la situación actual de Tolima, pone de manifiesto la desconexión de la demanda urbana de servicios ecosistémicos y el contexto socio-ecológico local, lo que desemboca con frecuencia en la degradación de los ecosistemas. Esta evaluación se corresponde tanto con los resultados de la modelización cuantitativa del Capítulo 2 como con las valoraciones del potencial de oferta y demanda de servicios elaborada por el grupo de expertos en temas ambientales del Capítulo 4. Los actores locales identificaron las tendencias demográficas, los modelos de crecimiento económico insostenible, la inequidad social, la mala gobernanza, el cambio en los usos del suelo, la fragmentación y la sobreexplotación de los ecosistemas como los principales motores de cambio, en consonancia con otras investigaciones y diagnósticos regionales (Lawler *et al.*, 2014; IPBES, 2018). De manera particular, una parte importante de los

participantes hizo referencia a factores psicosociales (ética, autoestima, indiferencia y educación ambiental) fuertemente vinculados a valores relacionales (Gunton *et al.*, 2017; Himes y Muraca, 2018) que, aunque no suelen hacerse explícitos en los instrumentos de planificación ambiental, para los participantes de los talleres es un eje transversal a todas las acciones a implementar (Ives y Bekessy, 2015).

La clara preferencia por servicios básicos como la provisión de agua y alimentos de los participantes de la evaluación a nivel local y regional, es un resultado habitual en este tipo de ejercicios en muy distintos contextos socio-ecológicos (Martín-López *et al.*, 2012; Haida *et al.*, 2016; Wood *et al.*, 2018), arraigado en la prioridad innata por la satisfacción de necesidades fisiológicas básicas que permiten nuestra supervivencia y, en consecuencia, por servicios fundamentales no reemplazables para el bienestar humano (Quintas-Soriano *et al.*, 2014; Alexander *et al.*, 2015; De Vreese *et al.*, 2019).

Por el contrario, la muy escasa ponderación del servicio de provisión de materiales de origen geótico en las dos escalas de análisis es un resultado singular que encaja con el tipo de actores sociales que participaron en la evaluación y con el contexto de conflictividad ambiental emergido recientemente en Colombia, caracterizado por importantes asimetrías de poder entre los actores económicos, las comunidades locales y las autoridades ambientales (Temper *et al.*, 2018; Pérez-Rincón *et al.*, 2019). Los procesos de resistencia social más visibles se relacionan con el rechazo de la minería a gran escala, la extracción de petróleo y los proyectos hidroeléctricos (Pérez-Rincón *et al.*, 2019; Ruiz-Rincón *et al.*, 2019).

Como punto crítico en el diagnóstico, los participantes de estos talleres expresaron una preferencia reseñable por el conocimiento ecológico local y la educación ambiental. Este es un resultado no tan frecuente, que suele indicar una alta concienciación para valorar e incorporar en las políticas ambientales los sistemas de conocimiento local de un país multicultural como Colombia. Contrariamente a las valoraciones realizadas por los técnicos ambientales (Capítulo 4), el resultado de los actores sociales muestra una muy baja valoración del conocimiento científico, algo que también se ha detectado en países latinoamericanos como Argentina y Chile, atribuido al uso de lenguaje científico complejo poco accesible para los sectores económico, político y social (Weyland *et al.*, 2019).

De acuerdo con lo desarrollado en los escenarios de futuro, los actores sociales fueron capaces de visualizar las consecuencias de los procesos de intensificación agrícola en el escenario “Tolima Productiva”, al que consideran con la mayor probabilidad de ocu-

rrencia de acuerdo con las actuales tendencias de cambio presentadas en Colombia, que priorizan la productividad económica sobre otras importantes necesidades que configuran el vínculo complejo entre bienestar humano y naturaleza (Duraiappah, 2011; Bieling *et al.*, 2014). Además, estas tendencias provocan la transformación de los paisajes culturales multifuncionales, que han caracterizado tradicionalmente gran parte del territorio tolimense, hacia la simplificación, tal como se comprueba a través de los escenarios de predicción del paisaje en el marco del posconflicto en Colombia (Capítulo 2; Zúñiga-Upegui *et al.*, 2019). Este proceso se interpretó de forma consensuada como un riesgo para la sostenibilidad y resiliencia de las culturas rurales, al limitar su capacidad de proporcionar un amplio rango de servicios y, por tanto, sacrificar en gran medida sus posibilidades de satisfacer las necesidades y expectativas de bienestar (Folke *et al.*, 2004; Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010; Stallman, 2011; Martínez-Sastre *et al.*, 2017).

El escenario denominado “Gestión Integrada” , contrario al productivista, contempla una disminución importante del suministro de materiales de origen geótico y biótico, así como del control de la erosión, como consecuencia de la continuidad de la producción agrícola. Se considera al ecosistema resistente y capaz de recuperarse ante las perturbaciones dado que éstas respetan los límites de su capacidad (Leviston *et al.*, 2018). Por otra parte, el escenario “Tolima en Armonía con la Naturaleza” , se presenta como un escenario deseado desde una perspectiva de respeto a la naturaleza. Este escenario tiene elementos comunes con el escenario de “Gestión Integrada” , como es el desarrollo de un turismo sostenible controlado y ordenado, aunque el grupo de “Gestión Integrada” consideró que debía realizarse dentro de los espacios naturales protegidos y el grupo que desarrolló el escenario deseado, consideró que debía ser fuera de ellos. Esta dicotomía sobre el espacio en el territorio que se puede destinar a esta nueva actividad económica es el reflejo de la situación actual que vive Colombia en el marco del Proceso de Paz, ya que, tras el cese del conflicto, la sensación de seguridad abrió nuevas posibilidades de desarrollo económico para las poblaciones asentadas en áreas donde la conservación forzada favoreció el mantenimiento de los ecosistemas muy poco alterados (Chaves-Agudelo *et al.*, 2015; Ordway, 2015; Armenteras *et al.*, 2019). Esta valoración se encuentra relacionada con la evolución de las relaciones históricas de poder establecidas en el marco del conflicto armado colombiano, que han resultado en que la mayoría de los espacios naturales protegidos se encuentren asociados directamente con zonas de enfrentamiento entre grupos armados legales e ilegales (Rehm, 2015; Berbés-Blázquez *et al.*, 2016; Devine y Ojeda, 2017; Canavire-Bacarreza *et al.*, 2018).

Como se ha indicado anteriormente, el establecimiento de espacios naturales protegidos continúa considerándose en la actualidad como una de las principales respuestas de la sociedad a la pérdida de biodiversidad a nivel mundial (Mathevet *et al.*, 2016). En la gran mayoría de los espacios naturales protegidos de América Latina los enfoques de gestión de arriba hacia abajo prevalecen, limitando las condiciones de la población local debido a las estrictas regulaciones de uso del suelo y la limitada participación y comunicación local en la toma de decisiones, características que aumentan la vulnerabilidad de los espacios naturales protegidos y se les considera las principales razones de los conflictos entre las personas y las formas de gestión de los espacios naturales protegidos a nivel mundial (Speelman *et al.*, 2014; Ruiz-Mallén *et al.*, 2015a; Nolte, 2016; de Pourcq *et al.*, 2017). En Colombia, un gran número de espacios naturales protegidos se han establecido en áreas remotas en las que el crecimiento económico es muy bajo, la sensación de inseguridad es alta y las actividades de gestión, en la mayoría de los casos, se limitan a prohibir las actividades de uso dentro de sus límites, ignorando la matriz territorial en la que se encuentran y provocando su desconexión con la sociedad (Palomo *et al.*, 2013; Kovács *et al.*, 2015; Canavire-Bacarreza *et al.*, 2018; Bax y Francesconi, 2019). Esto ha favorecido la transformación de las coberturas y usos del suelo hacia sistemas productivos fuera de los límites de la protección (Salerno *et al.*, 2018; Rincón-Ruiz *et al.*, 2019).

Las recientes categorías de espacios naturales protegidos declarados en el departamento de Tolima, como los Distritos de Manejo Integrado del Suelo, los Distritos de Conservación de Suelos y las Reservas de la Sociedad Civil, tienen objetivos de conservación compatibles con regímenes de usos del suelo dirigidos hacia la producción sostenible (Cortolima, 2014). Esto abre un nuevo espectro de acciones de manejo integradas que permiten potenciar las sinergias y reducir los compromisos entre los servicios de los ecosistemas (Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010; Jacobs *et al.*, 2015). Así se plantea que los espacios naturales protegidos se pueden convertir en elementos esenciales del planeamiento territorial que cumplan con los objetivos de conservación regionales y nacionales (Palomo *et al.*, 2013; Armenteras *et al.*, 2015; García-Márquez *et al.*, 2017; Santos-Martín *et al.*, 2019). La gestión integral de las interacciones socio-ecológicas del territorio debería tender a una conservación de los ecosistemas y su biodiversidad que asegure el flujo de servicios, independiente de la categorización del territorio como protegido o no protegido y que tenga en cuenta las áreas en las que se generan servicios y a sus beneficiarios reales, asegurando de esta manera el bienestar humano (Castro *et al.*, 2015; Cumming y Allen, 2017; Santos-Martín *et al.*, 2019).

Los actores sociales locales muestran una gran preocupación por el modelo de desarrollo

que se implante y, en ese sentido, encaminaron sus propuestas de gestión para evitar los riesgos de un desarrollo insostenible. Así, el grupo de trabajo del escenario productivo se esforzó en plantear sus medidas como una reacción frente a un futuro no deseado en absoluto, evidenciando una perspectiva “dúctil” del ecosistema, insuficientemente equipado para recuperarse de las importantes alteraciones biofísicas que se vaticinan (Price *et al.*, 2014; Leviston *et al.*, 2018). Consecuentemente, sus propuestas de gestión incluyen medidas de restricción de la explotación ambiental, el establecimiento de límites de frontera agrícola y el endurecimiento de las políticas destinadas a la protección ambiental. Los tres escenarios planteados concuerdan en la creación de nuevos espacios naturales protegidos con una gestión basada en su importancia cultural y tradicional. Esto va en línea con otros estudios, donde las comunidades locales asignan con frecuencia mayor relevancia a las categorías menos restrictivas de conservación porque perciben una oportunidad para mantener una gestión de los ecosistemas compatible con los usos y aprovechamientos tradicionales, que asegure una oferta diversa y completa de servicios de los ecosistemas (Castro *et al.*, 2015). Los escenarios de “Gestión Integrada” y “Tolima en armonía con la naturaleza” contemplan la aplicación real y efectiva de diversos instrumentos de gestión ambiental ya existentes, tales como los Planes de Ordenación y Manejo de Cuencas Hidrográficas (POMCA), elaborados por la autoridad ambiental; o las normativas relacionadas con los elementos ambientales a ser incluidos de manera obligatoria en los procesos de ordenamiento territorial, denominados en Colombia como “Determinantes Ambientales” (Colombia, 2007; Cortolima, 2013). La puesta en práctica de estos instrumentos institucionales haría posible que el desarrollo productivo y urbano se desarrolle de una manera ordenada y se mantengan las áreas destinadas a la conservación.

En términos de gestión ambiental, Colombia experimenta dificultades similares a otras naciones en desarrollo para cumplir con sus compromisos de conservación. Las instituciones gubernamentales muestran una falta de capacidad y recursos para cumplir con sus funciones, una legislación poco clara y contradictoria, estrategias de planificación nacional débiles y una coordinación inexistente entre las agencias gubernamentales (García-Frapolli *et al.*, 2009; Nolte, 2016; de Pourcq *et al.*, 2017). De igual forma, muchos de los desafíos que requieren una cooperación interinstitucional efectiva, son mal administrados o ignorados, especialmente en lo referente al cumplimiento de marcos regulatorios complejos, a dirimir conflictos relacionados con el uso de recursos, y a problemáticas asociadas a la ocupación y regímenes de tenencia de la tierra (Nolte, 2016; de Pourcq *et al.*, 2017). Por otra parte, a las comunidades locales frecuentemente se les asigna un papel

secundario respecto a otros sectores, incluso ajenos al territorio, en la toma de decisiones ambientales. Sin embargo, su participación desde las primeras etapas de los procesos aumenta la legitimidad y credibilidad del conocimiento generado, atributos clave para su integración y toma de responsabilidad en su puesta en práctica. El mayor desafío para lograrlo es hacer coincidir los tiempos de los investigadores, los políticos y la sociedad para abordar los problemas ambientales y alcanzar soluciones (Weyland *et al.*, 2019). El enfoque de gestión de abajo hacia arriba no es un concepto nuevo (Ostrom, 1990); sin embargo, en contextos altamente burocratizados como es el caso colombiano, es necesario crear nuevas dinámicas de participación social, las cuales no sólo deberán tener en cuenta las prioridades y presiones locales, sino también deberán permitir evaluar los objetivos y responsabilidades de cada actor, para así crear sinergias y nuevas opciones de gestión y responder a los continuos desafíos de desarrollo (Dudley *et al.*, 2010; Ruíz-Mallén *et al.*, 2015b; Stosch *et al.*, 2017).

A pesar del desarrollo de un gran número de investigaciones, aún no existe una metodología estándar que permita identificar de forma explícita los vínculos entre las personas (bien como individuos o integrando comunidades) y la provisión de servicios, así como su importancia para el bienestar humano, que tienden a variar de acuerdo con los contextos ambientales y sociales propios de cada región (Villamor, 2014; Villamagna y Giesecke, 2014; Leviston *et al.*, 2018). El resultado del enfoque metodológico aplicado en la presente Tesis Doctoral genera una información de referencia para entender mejor las interacciones a medio y largo plazo entre un sistema socio-ecológico, el conflicto armado y la idiosincrasia de las comunidades locales. La metodología de escenarios de futuro logra representar las complejas dinámicas del sistema social (economía, política y relaciones sociales) y proporciona información crítica para la toma de decisiones y la gestión hacia la sostenibilidad en un futuro cambiante e incierto (Bennett 2017; Qui *et al.*, 2018; Reed *et al.*, 2019; Saito *et al.*, 2019).

Uno de los desafíos para lograr la sostenibilidad a los que se enfrentan los gobiernos, los investigadores y las comunidades, es la adaptación en tiempo y escala a los diversos cambios sociales y ecológicos (Ostrom, 2009; Ruíz-Mallén *et al.*, 2015b; de Souza Queiroz *et al.*, 2017). La anticipación a las posibles consecuencias de los cambios en los ecosistemas, requiere no sólo de un pensamiento a largo plazo, sino del conocimiento de las interacciones y retroalimentaciones entre naturaleza y sociedad, que condicionan la provisión de servicios de los ecosistemas para asegurar el bienestar humano (Polasky *et al.*, 2011; Qiu *et al.*, 2018). El Programa de Restitución de Tierras elaborado para la consolidación de la paz

en Colombia, representa una oportunidad para redefinir y promover usos sostenibles de la tierra compatibles con la conservación de la naturaleza (Vélez, 2013; Unda y Etter, 2019). Modelos como el desarrollado en esta Tesis Doctoral pueden ser una herramienta útil para estimar las amenazas y los desafíos que deben afrontar los políticos y los tomadores de decisiones para la planificación territorial y la gestión ambiental desde una perspectiva socio-ecológica (Tavares *et al.*, 2012; Arnaiz-Schmitz *et al.*, 2018), de forma que se facilite el mantenimiento y la restauración de la multifuncionalidad de los paisajes culturales rurales y, por consiguiente, el bienestar de la población implicada (Fisher *et al.*, 2009; Perfecto y Vandermeer, 2010). Sin embargo, aunque la situación de conflicto del país tiende al cambio con la implementación del Acuerdo de Paz, Colombia todavía está lejos de ser un país pacífico, por lo que la posibilidad de implementar dinámicas de restauración ecológica y ecoturismo en el territorio aún se contemplan como lejanas (Castro-Nunez *et al.*, 2016; Salas-Salazar, 2016; Stevenson, 2017; Kaplan y Nussio, 2018). Ante esta situación sería aconsejable que los tomadores de decisiones incluyeran aspectos poblacionales, económicos, de mercado y culturales en las políticas ambientales, de forma que se garantice el suministro de servicios de los ecosistemas (García-Llorente *et al.*, 2016; Hein *et al.*, 2016; Chen *et al.*, 2019). Asimismo, es importante que se identifiquen los principales beneficiarios de los SEs y la distribución de servicios entre los distintos actores, ya que la divergencia entre los intereses sociales puede dar lugar a conflictos de uso entre usuarios directos e indirectos de los SEs (Berbés-Blázquez, 2011; Richert *et al.*, 2016; Cruz-García *et al.*, 2017; Bidegain *et al.*, 2019).

7. Conclusiones

7.1 Interacciones socio-ecológicas y conflicto armado

El modelo numérico aplicado para cuantificar las interacciones socio-ecológicas del departamento de Tolima ha puesto de relieve el efecto del prolongado conflicto armado sobre la configuración de su paisaje y la estructura social y económica de la población local en los siguientes términos:

- Los paisajes dominados por la intensificación agraria muestran una marcada desigualdad en la distribución de la tierra, los recursos y la renta.
- Los sistemas agrarios tradicionales, integrados por mosaicos de usos agrícolas y ganaderos y áreas naturales remanentes, se relacionan significativamente con el grado de ruralidad de la población, con el acceso a recursos financieros por parte de los pequeños productores agrarios y con una intensa dinámica de desplazamiento forzado, como respuesta a las acciones violentas derivadas de la lucha armada.
- Las áreas más remotas e inaccesibles del territorio, esencialmente ecosistemas de páramos y vegetación andina, han sufrido procesos de distribución desigual de la tierra y emigración obligada, de acuerdo con los principales indicadores socio-políticos analizados.
- Existe una interconexión notable entre la situación de inseguridad, las deficiencias sociales y la pérdida de bienestar humano, propios del conflicto armado, y las áreas donde se dan mayores garantías para el mantenimiento y regeneración de la vegetación natural y de la biodiversidad, debido a su mayor grado de aislamiento y naturalidad. Este proceso coincide con situaciones similares descritas en el contexto regional con la denominación de “conservación a punta de pistola” .

7.2 Predicción de cambios en el paisaje posconflicto

La simulación del paisaje posconflicto esperable de Tolima, realizada a partir del modelo de interacciones socio-ecológicas que operan en la actualidad y partiendo de los datos sociopolíticos y económicos actuales, permitió predecir y validar que:

- La expansión de la frontera agraria y la intensificación agroindustrial tendrá lugar a expensas de los sistemas agrarios tradicionales y de una notable pérdida de naturalidad,

especialmente en las áreas menos intervenidas hasta el momento.

- El cese del conflicto, el retorno de la población a las zonas rurales y los cambios de uso del suelo modelizados contribuirán probablemente a incrementar los ingresos netos del departamento y mejorar las condiciones económicas de los habitantes rurales. Sin embargo, es también probable que la transformación acelerada del paisaje y la explotación no regulada de los recursos naturales constituyan una amenaza tanto para la conservación de los ecosistemas, la biodiversidad y otros procesos relacionados con el suministro de servicios de los ecosistemas como para las condiciones de equidad socioeconómica de la población.
- El Proceso de Paz en Colombia supone simultáneamente una gran oportunidad y un importante desafío para la planificación socio-ecológica del territorio. En este sentido, el modelo socio-ecológico propuesto constituye una herramienta eficaz y valiosa para la planificación y gestión territoriales. Su aplicación facilitaría la toma de decisiones en función de las consecuencias probables de distintos escenarios de gestión y gobernanza para el bienestar humano, la resiliencia comunitaria y la evolución del paisaje.

7.3 Relación de los usos del suelo y la diversidad funcional

La diversidad funcional de las comunidades de peces en los humedales del bosque seco tropical del valle del río Magdalena en Tolima, refleja los usos del suelo y los impactos que estos generan sobre ellas de la siguiente forma:

- Hay una mayor diversidad funcional de peces en las áreas con presencia de coberturas naturales. La ganadería es el uso con un mayor impacto negativo sobre la diversidad funcional, superando incluso al cultivo de arroz intensivo.
- La transformación de los humedales para actividades productivas, como la acuicultura, o su cercanía a núcleos poblacionales están reacionados con la detección de especies exóticas invasoras, que poseen una mayor adaptabilidad a condiciones ambientales adversas y representan un problema de conservación ya que a largo plazo pueden provocar la pérdida de especies nativas por exclusión competitiva. Su conectividad con los ecosistemas lóticos adyacentes plantea la necesidad de acciones preventivas de conservación para garantizar la continuidad de su funcionamiento ecológico.
- Lo anterior hace que la conservación y restauración de los relictos de bosque seco tropical subsistentes, e incluso su ampliación, sean acciones imprescindibles y esenciales para el mantenimiento del funcionamiento de los humedales, especialmente en las áreas en las que se desarrollan actividades productivas y, en concreto, en aquellas con mayor presencia ganadera.

7.4 Oferta y demanda de Servicios de los ecosistemas y espacios protegidos

El análisis sobre la oferta y demanda de SEs ligados a los usos y coberturas del suelo, llevado a cabo por los técnicos de gestión ambiental de Tolima, destaca que:

- Los páramos y la vegetación andina, subandina y subxerofítica, son las coberturas paisajísticas con mayor capacidad potencial de suministrar SEs, que a su vez se corresponden con los valores más elevados de la demanda.
- Tanto a escala regional como local se ha detectado un balance deficitario de servicios de regulación y de abastecimiento, vinculado tanto con los territorios urbanizados o en proceso de urbanización, como con áreas de mayor intensificación agraria. En contraposición, los servicios culturales se perciben excedentarios en todo el territorio, con una oferta potencial superior a su demanda asociada al conocimiento científico y las actividades recreativas.
- Los espacios naturales protegidos se valoran como generadores netos de superávit de servicios de regulación y provisión dentro de sus límites, frente al déficit que se percibe en el resto del territorio.
- En las áreas no protegidas se observa un superávit de servicios culturales, mientras que en los espacios naturales protegidos estos servicios son deficitarios. Este balance de servicios de los ecosistemas dentro y fuera de los espacios naturales protegidos está relacionado con el contexto político y sociocultural del territorio, donde confluyen las limitaciones de uso a la población rural por vía normativa con la expulsión provocada por el conflicto armado.
- El análisis a escala local indica que un importante porcentaje de los municipios de Tolima que contienen espacios naturales protegidos dentro de sus límites administrativos presentan una relación deficitaria de servicios tanto dentro como fuera, acorde con una menor presencia de coberturas naturales. Este análisis local sugiere que los espacios naturales protegidos establecidos en Tolima cumplen principalmente con el objetivo de garantizar la oferta de servicios de regulación propuestos en los documentos técnicos y normativos de creación.
- La valoración de los servicios de los ecosistemas, basada en el método cuantitativo y espacialmente explícito aplicado, ha demostrado su utilidad al permitir no sólo conocer las divergencias o antagonismos espaciales entre la oferta y demanda de ellos, sino también en identificar aquellas zonas en las que son más necesarias acciones vinculadas a procesos de planificación y gestión de los ecosistemas y de conservación de áreas prioritarias.

- Este procedimiento metodológico podría facilitar el diseño y aplicación de acciones de gestión integradas que permitan potenciar sinergias entre suministro de servicios a diferentes escalas y los diferentes grados de protección del territorio.

7.5 Evaluación de servicios de los ecosistemas y bienestar humano

La consulta realizada a los distintos actores sociales vinculados a la gestión de la conservación la naturaleza y los espacios protegidos de la región de Tolima, a través del Sidap, destaca que éstos:

- Consideran que las posibilidades de desarrollo sostenible a futuro para el bienestar humano de la población tolimense se sustentan en los servicios de provisión de alimento, agua, regulación hídrica y educación ambiental.
- Descartan como una alternativa viable el continuar la extracción a gran escala de materiales de origen geótico, los cuales ejercen importantes repercusiones negativas en la resiliencia de los ecosistemas.
- Identifican la adecuada gestión del recurso hídrico como una de las acciones prioritarias para garantizar el bienestar de las comunidades de Tolima, ya que consideran la regulación y suministro del agua un servicio fundamental y no reemplazable para la co-producción de otros servicios y para el desarrollo económico.
- Advierten que la generación de energía hidroeléctrica representa un conflicto importante relacionado con las problemáticas asociadas al cambio del uso del suelo, ya que implica que los beneficios económicos producto del desarrollo de esta actividad se concentran en multinacionales o en empresas que no son de la región.

7.6 Planificación socio-ecológica de Tolima - Escenarios de futuro

- Los actores sociales consultados a través del taller participativo consideraron el escenario a futuro denominado "Tolima productiva" , como el de una mayor probabilidad de ocurrencia, coincidiendo en gran medida con las previsiones realizadas anteriormente mediante la simulación basada en el modelo cuantitativo.
- Dicho escenario se votó mayoritariamente como el menos deseado, al considerarlo con un alto riesgo de simplificación de los paisajes culturales multifuncionales que han caracterizado tradicionalmente gran parte del territorio tolimense.
- El escenario diseñado como más deseable por consenso ("Tolima en Armonía con la Naturaleza") proponía un modelo de desarrollo de las comunidades compatible y sinérgico con la conservación de los ecosistemas, basado en la gestión integrada del territorio y enmarcado en

políticas claras de implementación y bien reguladas a través de los planes de ordenación del territorio diseñados con base participativa.

- Entre las propuestas de acción priorizadas destaca la puesta en valor de la educación ambiental y para la sostenibilidad, como eje vertebrador de las relaciones naturaleza y sociedad desde la base.
- El ecoturismo se consideró una nueva actividad económica a desarrollar por las comunidades locales, siempre de manera controlada y ordenada, haciendo uso de las áreas donde la conservación forzada por el conflicto armado ha favorecido el mantenimiento de los ecosistemas muy poco alterados. En este sentido los participantes mostraron preferencia a que la actividad turística se desarrollase fuera de los espacios protegidos.
- Para los actores sociales clave que representan a los diversos intereses y opiniones de los sectores locales, existe una necesidad urgente de mejorar y fortalecer la coordinación entre las entidades gubernamentales con competencias de gestión del territorio a distintos niveles y sus respectivos instrumentos de planificación. Esto es especialmente importante para determinar las acciones de gestión, conservación y restauración ecológicas que mejor permitan conciliar los límites biofísicos de los ecosistemas con los requerimientos de los actores sociales.

Referencias

- Alahuhta, J., T. Erös, O-M. Kärnä, J. Soininen, J. Wang, J. Heino. 2018. Understanding environmental change through the lens of trait-based, functional and phylogenetic biodiversity in freshwater ecosystems. *Environmental Reviews*, 27(2): 263-273. Doi:10.1139/er-2018-0071.
- Albertus, M. 2019. The effect of commodity price shocks on public lands distribution: Evidence from Colombia. *World Development*, 113:294-308. Doi: 10.1016/j.worlddev.2018.09.012.
- Albertus, M. y O. Kaplan. 2012. Land reform as a counterinsurgency policy: evidence from Colombia. *Journal of Conflict Resolution*, 57(2):198-231. Doi: 10.1177/0022002712446130.
- Alexander, P., M.D.A. Rounsevell, C. Dislich, J.R. Dodson, K. Engström, D. Moran. 2015. Drivers for global agricultural land use change: the nexus of diet, population, yield and bioenergy. *Global Environmental Change*, 35: 138-147. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2015.08.011
- Álvarez, M.D. 2001. Could peace be worse than war for Colombia's forests?. *Environmentalist*, 21 (4):305-315. Doi: 10.1023/A:1012904318418.
- Álvarez, M.D. 2003. Forests in the time of violence: conservation implications of the Colombian war. *Journal of Sustainable Forestry*, 16 (3-4):47-68. Doi: 10.1300/J091v16n03_03.
- Armenteras, D., N. Rodríguez, J. Renata. 2015. National and regional relationships of carbon storage and tropical biodiversity. *Biological Conservation*, 192: 378-386. Doi: 10.1016/j.biocon.2015.10.014.
- Armenteras, D., L. Schneider, L.M. Dávalos. 2019. Fires in protected areas reveal unforeseen costs of Colombian peace. *Nature Ecology & Evolution*. Vol 3:20-23. Doi: 10.5061/dryad.8nc8480.
- Arnaiz-Schmitz, C., M.F. Schmitz, C. Herrero-Jáuregui, J. Gutiérrez-Aragones, F.D. Pineda, C. Montes. 2018. Identifying socio-ecological networks in rural-urban gradients: diagnosis of a changing cultural landscape. *Science of the Total Environment*, 612: 625-635. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.215.
- Atallah, S.S., M.I. Gómez, J. Jaramillo. 2018. A Bioeconomic Model of Ecosystem Services Provision: Coffee Berry Borer and Shade-grown Coffee in Colombia. *Ecological Economics*, 144: 129-138. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2017.08.002
- Balvanera, P., M. Uriarte, L. Almeida-Leñero, A. Altesor, F. DeClerck, T. Gardner, J. Hall, A. Lara, P. Littera, M. Peña-Claros, D.M. Silva Matos, A.L. Vogl, L.P. Romero-Duque, L.F. Arreola, A.P. Caro-Borrero, F. Gallego, M. Jain, C. Little, R. de Oliveira Xavier, J. Paruelo, J.E. Peinado, L. Poorter, N. Ascarrunz, F. Correa, M.B. Cunha-Santino, A.P. Hernandez-Sanchez, M. Vallejos, M., 2012. Ecosystem services research in Latin America: the state of the art. *Ecosystem Services*, 2, 56-70. Doi: 10.1016/j.ecoser.2012.09.006.
- Baptiste B., M. Pinedo-Vasquez, V.H. Gutierrez-Velez, G.I. Andrade, P. Vieira, L.M. Estupiñán-Suárez, M.C. Londoño, W. Laurance, T.M. Lee. 2017. Greening peace in Colombia. *Nature Ecology & Evolution*, 1:0102. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0102>.
- Barbet-Massin, M. y W. Jetz. 2015. The effect of range changes on the functional turnover, structure and diversity of bird assemblages under future climate scenarios. *Global Change Biology*, 21(8): 2917- 2928. Doi: 10.1111/gcb.12905.
- Bastin, J.F., N. Berrahmouni, A. Grainger, D. Maniatis, D. Mollicone, R. Moore, C. Patriarca, N. Picard, B. Sparrow, E.M. Abraham, K. Aloui, A. Atesoglu, F. Attore, Ç. Bassüllü, A. Bey, M. Garzuglia, L.G. García-Montero, N. Groot, G. Guerin, L. Laestadius, A. J. Lowe, B. Mamane, G. Marchi, P. Patterson, M. Rezende, S. Ricci, I. Salcedo, A. Sánchez-Paus, F. Stolle, V. Surappaeva, R. Castro. 2017. The extent of forest in dryland biomes. *Science*, 356, 635-638. Doi: 10.1126/science.aam6527.
- Bastian, O., R-U. Syrbe, M. Rosenberg, D. Rahe, K. Grunewald. 2013. The five pillar EPPS framework for quantifying, mapping and managing ecosystem services. *Ecosystem Services*, 4: 15-24. Doi: 10.1016/j.ecoser.2013.04.003
- Baumann, M.T. y T. Kuemmerle. 2016. The impacts of warfare and armed conflict on land systems. *Journal of land use science*, 11 (6):672-688. Doi: 10.1080/1747423X.2016.1241317.
- Bax, V. y W. Francesconi. 2019. Conservation gaps and priorities in the Tropical Andes biodiversity hotspot: Implications for the expansion of the protected areas. *Journal of Environmental Management*, 232: 387-396. Doi: 10.1016/j.jenvman.2018.11.086.
- Bennett, E.M. 2017. Research frontiers in ecosystem service science. *Ecosystems*, 20: 31-37. Doi: 10.1007/s10021-016-0049-0.
- Berbés-Blázquez, M. 2011. A participatory assessment of ecosystem services and human well-being in rural Costa Rica using photo-voice. *Environmental Management*, 49, 862-875. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9822-9>.
- Berbés-Blázquez, M., J.A. González, U. Pascual. 2016. Towards an ecosystem services approach that addresses social power relations. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 19: 134-143. Doi: 10.1016/j.cosust.2016.02.003.
- Berkes, F. y C. Folke. 1998. Linking social and ecological systems: management practice and social mechanism for building resilience. Cambridge University Press, Cambridge, 459 pp.
- Bidegain, I., C. Cerda, E. Catalán, A. Tironi, C. López-Santiago. 2019. Social preferences for

- ecosystem services in a biodiversity hotspot in South America. *PLoS ONE*, 14(4): e0215715. Doi: 10.1371/journal.pone.0215715.
- Bieling, C., Plieninger, T., Pirker, H., Vogl, C.R., 2014. Linkages between landscapes and human well-being: An empirical exploration with short interviews. *Ecol. Econ.*, 105: 19–30. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2014.05.013
- Biggs, R., M. Schüter, D. Biggs, E.L. Bohensky, S. BurnSilver, G. Cundill, V. Dakos, T.M. Daw, L.S. Evans, K. Kotschy, A.M. Leitch, C. Meek, A. Quinlan, C. Raudsepp-Hearne, M.D. Robards, M.L. Schoon, L. Schultz, P.C. West. 2012. Toward principles for enhancing the resilience of ecosystem services. *Annual Review of Environment and Resources*, 37: 421–448. Doi: 10.1146/annurev-environ-051211-123836.
- Bonnesoeur, V., B. Locatelli, M.R. Guariguata, B. F. Ochoa-Tocachic, V. Vanacker, Z. Mao, A. Stokes, S.-L. Mathez-Stiefel. 2019. Impacts of forests and forestation on hydrological services in the Andes: A systematic review. *Forest Ecology and Management*, 433: 569–584. Doi: 10.1016/j.foreco.2018.11.033.
- Börger, T., A. Bohnke-Henrichs, C. Hattam, J. Piwowarczyk, F. Schasfoort, M.C. Austen. 2018. The role of interdisciplinary collaboration for stated preference methods to value marine environmental goods and ecosystem services. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 201: 140e151. Doi: 10.1016/j.ecss.2017.03.009.
- Boron, V., E. Payán, D. MacMillan, J. Tzanopoulos. 2016. Achieving sustainable development in rural areas in Colombia: Future scenarios for biodiversity conservation under land use change. *Land Use Policy*, 59:27–37. Doi: 10.1016/j.landusepol.2016.08.017.
- Brett, M, S. Bunn, S. Chandra, A. Galloway, F. Guo, M. Kainz, P. Kankaala, D. Lau, T. Moulton, M. Power, J. Ramussen, S. Taipale, J. Thorp, J. Wehr. 2017. How important are terrestrial organic carbon inputs for secondary production in freshwater ecosystems?. *Freshwater Biology*, 62:833–853. Doi: 10.1111.fwb12909.
- Burkhard, B., K. Franziska, N. Nedkov, F. Müller. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21: 17–29. Doi: 10.1016/j.ecolind.2011.06.019.
- Burkhard, B., F. Kroll, F. Müller, W. Windhorst. 2014. Ecosystem service potentials, flows and demands – Concepts for spatial localization, indication and quantification. *Landscape Online*, 34, 1–32. Doi: 10.3097/LO.201434.
- Buzzard, V, C.M. Hulshof, T. Birt, C. Violle, B.J. Enquist. 2016. Re-growing a tropical dry forest: functional plant trait composition and community assembly during succession. *Functional Ecology*, 30:1006–1013. Doi: 10.1111/1365-2435.12579.
- Cadotte, M.W., K. Carscadden, N. Morotchnik. 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, 48: 1079 – 1087. Doi: 10.1111/1365-2664.2011.02.048.x
- Canavire-Bacarreza, G., J.E. Diaz-Gutierrez, M.M. Hanauer. 2018. Unintended consequences of conservation: Estimating the impact of protected areas on violence in Colombia. *Journal of Environmental Economics and Management*, 89: 46–70. Doi: 10.1016/j.jeem.2018.02.004.
- Carpenter S.R., E.M. Bennett, G.D. Peterson. 2006. Scenarios for ecosystem services: An overview. *Ecology and Society*, 11 (1):29. Doi: 10.5751/es-01610-110129.
- Cassati, L., F.B. Teresa, J. Zeni, M. D. Ribeiro, G. L. Brejao, M. Ceneviva-Bastos. 2015. More of the same: High functional redundancy in stream fish assemblages from tropical agroecosystems. *Environmental Management*, 55: 1300–1314. Doi: 10.1007/s00267-015-0461-9.
- Castro, A.J., B. Martín-López, E. López, T. Plieninger, D. Alcaraz-Segura, C.C. Vaughn, J. Cabello. 2015. Do protected areas networks ensure the supply of ecosystem services? Spatial patterns of two nature reserve system in semi-arid Spain. *Applied Geography*, 60: 1–9. Doi: 10.1016/j.apgeog.2015.02.012.
- Castro-Nunez, A., O. Mertz, M. Quintero. 2016. Propensity of farmers to conserve forest within REDD+ projects in areas affected by armed-conflict. *Forest Policy and Economics*, 66: 22–30. Doi: 10.1016/j.forpol.2016.02.005
- Castro-Nunez, A., O. Mertz, A. Buritica, C.C. Sosa, S. T. Lee. 2017. Land related grievances shape tropical forest-cover in areas affected by armed-conflict. *Applied Geography*, 85:39–105. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.05.007>.
- Cavender-Bares, J., S. Polasky, E. King, P. Balvarena. 2015. A sustainability framework for assessing trade-offs in ecosystem services. *Ecology and Society*, 20(1): 17. Doi: 10.5751/ES-06917-200117.
- Chaves-Agudelo, J.M., S.P. Batterbury, R. Beilin. 2015. "We Live From Mother Nature" Neoliberal Globalization, Commodification, the "War on Drugs," and Biodiversity in Colombia since the 1990s. *SAGE Open*, 5(3):1–15. Doi: 10.1177/2158244015596792.
- Chen, J., B. Jiang, Y. Bai, X. Xu, J. M. Alatalo. 2019. Quantifying ecosystem services supply and demand shortfalls and mismatches for management optimisation. *Science of the Total Environment*, 650: 1426–1439. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.126.
- Clerici, N., F. Cote-Navarro, F.J. Escobedo, K. Rubiano, J.C. Villegas. 2019. Spatio-temporal and cumulative effects of land use-land cover and climate change on two ecosystem services in the Colombian Andes. *Science of the Total Environment*, 685: 1181–1192. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.275.

Coldin, J. y S. Barthel. 2019. Exploring the social-ecological systems discourse 20 years later. *Ecology and Society*, 24(1): 2. Doi: 10.5751/ES-10598-240102.

COLOMBIA. 2007. Decreto 3600 de 2007. Por el cual se reglamentan las disposiciones de las Leyes 99 de 1993 y 388 de 1997, relativas a las determinantes de ordenamiento del suelo rural y al desarrollo de actuaciones urbanísticas de parcelación y edificación en este tipo de suelo.

COLOMBIA. 2016. Política Minera de Colombia. Bases para la minería del futuro. Ministerio de Minas y Energía. Bogotá D.C. Abril de 2016. Disponible en: https://www.anm.gov.co/sites/default/files/DocumentosAnm/politica_minera_de_colombia.pdf.

Cord, A.F., B. Bartkowski, M. Beckmann, A. Ditrach, K. Hermans-Neumann, A. Kaim, N. Lienhoop, K. Locher-Krause, J. Priess, C. Schröter-Schlaack. 2017. Towards systematic analyses of ecosystem service trade-offs and synergies: main concepts, methods and the road ahead. *Ecosystem Services*, 28: 264–272. Doi: 10.1016/j.ecoser.2017.07.012.

Córdova-Tapia F. y L. Zambrano. 2016. Fish functional groups in a tropical wetland of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Neotropical Ichthyology*, 14. Doi: 10.1590/1982-0224-20150162

Córdova-Tapia, F., V. Hernández-Marroquín, L. Zambrano. 2018. The role of environmental filtering in the functional structure of fish communities in tropical wetlands. *Ecology of Freshwater Fish*, 27:522–532. Doi: 10.1111/eff.12366

CORTOLIMA. 2013. Determinantes y asuntos ambientales a considerar en los planes de ordenamiento territorial. Subdirección de Planeación y Gestión Tecnológica. 273 pág.

CORTOLIMA. 2014. Acuerdo 012 de septiembre 16 de 2014 "por medio del cual se modifican, derogan unos artículos del Acuerdo 003 de abril 27 de 2010 mediante el cual se crea el Sistema Departamental de Áreas Protegidas de Tolima y se dictan otras disposiciones" .

Cruz-García, G.S., E. Sachet, G. Blundo-Canto, M. Vanegas, M. Quintero. 2017. To what extent have the links between ecosystem services and human well-being been researched in Africa, Asia, and Latin America?. *Ecosystem Services*, 25: 201–212. Doi: 10.1016/j.ecoser.2017.04.005.

Cuenca, P., R. Arriagada, E. Echeverría. 2016. How much deforestation do protected areas avoid in tropical Andean landscapes?. *Environmental Science & Policy*, 56:56–66. Doi: 10.1016/j.envsci.2015.10.014.

Cumming, G.S. y C.R. Allen. 2017. Protected areas as social-ecological systems: perspectives from resilience and social-ecological system theory. *Ecological Applications*, 27(6): 1709-1717. Doi: 10.1002/eap.1584.

Dávalos, L. M. 2001. The San Lucas mountain range

in Colombia: how much conservation is owed to the violence?. *Biodiversity and Conservation*, 10(1): 69-78. Doi: 10.1023/A:1016651011294.

de Groot, R.S., R. Alkemade, L. Braat, L. Hein, L. Willemen. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7: 260-272. Doi: 10.1016/j.ecocom.2009.10.006.

de Pourcq, K., E. Thomas, B. Arts, A. Vranckx, T. León-Sicard, P. van Damme. 2017. Understanding and Resolving Conflict Between Local Communities and Conservation Authorities in Colombia. *World Development*, 93: 125–135. Doi: 10.1016/j.worlddev.2016.12.026.

de Souza Queiroz, L., S. Rossi, L. Calvet-Mir, I. Ruiz-Mallén, S. García-Betorza, J. Salvà-Prata, A.J. de Andrade Meireles. 2017. Neglected ecosystem services: Highlighting the socio-cultural perception of mangroves in decision-making processes. *Ecosystem Services*, 26: 137-145. Doi: 10.1016/j.ecoser.2017.06.013

De Vreese, R., A. Van Herzele, N. Dendoncker, C.M. Fontaine, M. Leys. 2019. Are stakeholders' social representations of nature and landscape compatible with the ecosystem service concept?. *Ecosystem Services*, 37: 100911. Doi: 10.1016/j.ecoser.2019.100911.

Delerce, S., H. Dorado, A. Grillon, M. Rebolledo, S. Prager, V. H. Patiño, G. Garcés, D. Jiménez. 2016. Assessing weather-yield relationships in rice at local scale using data mining approaches. *PLoS ONE*, 11(8): e0161620. Doi: 10.1371/journal.pone.0161620.

Delgado, M., C. Ulloa, J. Ramírez. 2015. La economía del departamento del Tolima: Diagnóstico y perspectivas de mediano plazo. FEDESARROLLO – Colombia.

Devine, J. y D. Ojeda. 2017. Violence and dispossession in tourism development: a critical geographical approach. *Journal of Sustainable Tourism*, 25(5): 605-617. Doi: 10.1080/09669582.2017.1293401.

Díaz, S., S. Demissew, J. Carabias, C. Joly, M. Lonsdale, N. Ash, A. Larigauderie, J. R. Adhikari, S. Arico, A. Báldi, et al. 2015. The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 1–16. Doi: 10.1016/j.cosust.2014.11.002.

Dobbs, C., Á. Hernández-Moreno, S. Reyes-Paecke, M. D. Miranda. 2018. Exploring temporal dynamics of urban ecosystem services in Latin America: The case of Bogotá (Colombia) and Santiago (Chile). *Ecological Indicators*, 85: 1068–1080. Doi: 10.1016/j.ecolind.2017.11.062.

Dolbeth, M., A.L. Vendel, A. Baeta, A.L.M. Pessanha, J. Patrício. 2016a. Exploring ecosystem functioning in two Brazilian estuaries integrating

fish diversity, species traits and food webs. *Marine Ecology Progress Series*, 560: 41 – 55. Doi: 10.3354/meps11895.

Dolbeth, M., A.L. Vendel, A.L.M. Pessanha, J. Patrício. 2016b. Functional diversity of fish communities in two tropical estuaries subjected to anthropogenic disturbance. *Marine Pollution Bulletin*, 112: 244 – 254. Doi: 10.3354/meps11895

Dudley, N., S. Stolton, A. Belokurov, L. Krueger, N. Lopoukhine, K. MacKinnon, T. Sandwith, N. Sekhran. (Eds.). 2010. Natural Solutions: Protected Areas Helping People cope with Climate Change, IUCN-WCPA, TNC, UNDP WCS. The World Bank and WWF, Gland, Switzerland, Washington, DC and New York, USA.

Duraiappah, A.K. 2011. Ecosystem Services and Human Well-being: Do Global Findings Make Any Sense?. *Bioscience*, 61:7–8. Doi: 10.1525/bio.2011.61.1.2.

Ferreira, L.M.R., L.S. Esteves, E.P. de Souza, C.A. C. dos Santos. 2019. Impact of the urbanisation process in the availability of ecosystem services in a tropical ecotone area. *Ecosystems*, 22: 266–282. Doi: 10.1007/s10021-018-0270-0

Fisher, B., R.K. Turner, P. Morling. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), pp.643–653. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2008.09.014

Fjeldsø, J., M.D. Álvarez, J.M. Lazcano, B. León. 2005. Illicit crops and armed conflict as constraints on biodiversity conservation in the Andes region. *Ambio*, 34(3):205–211. Doi: 10.1579/0044-7447-34.3.205.

Foley, J.A., R. DeFries, G.P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S.R. Carpenter, F.S. Chapin, M.T. Coe, G.C. Daily, H.K. Gibbs, J.H. Helkowski, T. Holloway, E.A. Howard, C.J. Kucharik, C. Monfreda, J.A. Patz, I.C. Prentice, N. Ramankutty, P.K. Snyder. 2005. *Global consequences of land use*. *Science*, (309). Doi: 10.1126/science.1111772.

Folke, C., S. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Elmqvist, L. Gunderson, C.S. Holling. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35:557–81. Doi: 10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105711

Gaglio, M., V.G. Aschonitis, M.M. Mancuso, J.P. Reyes Puig, F. Moscoso, G. Castaldelli, E.A. Fano. 2017. Changes in land use and ecosystem services in tropical forest areas: a case study in Andes mountains of Ecuador. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13(1): 264–279, Doi: 10.1080/21513732.2017.1345980.

Gallego Dávila J.G., J. Azcárate, L. Kørnøv. 2019. Strategic environmental assessment for development programs and sustainability transition in the Colombian post-conflict context. *Environmental Impact Assessment Review*, (74):35–42. Doi: 10.1016/j.eiar.2018.10.002.

García-Frapolli, E., G. Ramos-Fernández, E. Galicia, A. Serrano. 2009. The complex reality of biodiversity conservation through Natural Protected Area policy: Three cases from the Yucatan Peninsula, Mexico. *Land Use Policy*, 26: 715–722. Doi: 10.1016/j.landusepol.2008.09.008

García-Llorente, M., A.J. Castro, C. Quintas-Soriano, I. López, H. Castro, C. Montes, B. Martín-López. 2016. The value of time in biological conservation and supplied ecosystem services: A willingness to give up time exercise. *Journal of Arid Environments*, 124: 13–21. Doi: 10.1016/j.jaridenv.2015.07.004.

García-Márquez, J.R., T. Krueger, C.A. Páez, C.A. Ruíz-Agudelo, P. Bejarano, T. Muto, F. Arjona. 2017. Effectiveness of conservation areas for protecting biodiversity and ecosystem services: a multi-criteria approach. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 13 (1): 1–13. Doi: 10.1080/21513732.2016.1200672.

Gibbs, H.K., A.S. Ruesch, F. Achard, M.K. Clayton, P. Holmgren, N. Ramankutty, J.A. Foley. 2010. Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(38): 16732–16737. Doi: 10.1073/pnas.0910275107

Goldenberg, R., Z. Kalantari, V. Cvetkovic, U. Mörtberg, B. Deal, G. Destouni. 2017. Distinction, quantification and mapping of potential and realized supply-demand of flow-dependent ecosystem services. *Science of Total Environment*, 593–594: 599–609. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.03.130

González, M.A. y R.A. López. 2007. Political violence and farm household efficiency in Colombia. *Economic Development and Cultural Change*, (55):367–392. Doi: 10.1086/508715.

Grima N. y S.J. Singh. 2019. How the end of armed conflicts influence forest cover and subsequently ecosystem services provision? An analysis of four case studies in biodiversity hotspots. *Land Use Policy*, 81:267–275. Doi: 10.1016/j.landusepol.2018.10.056.

Guardado, J. 2018. Land tenure, price shocks, and insurgency: Evidence from Perú and Colombia. *World Development*, 111:256–269. Doi: 10.1016/j.worlddev.2018.07.006.

Gumbricht, T., R.M. Roman-Cuesta, L. Verchot, M. Herold, F. Wittmann, E. Householder, N. Herold, D. Murdiyarso. 2017. An expert system model for mapping tropical wetlands and peatlands reveals South America as the largest contributor. *Global Change Biology*, 23:3581–3599.

Gunton, R.M., E.N. van Asperen, A. Basden, D. Bookless, Y.Araya, D.R. Hanson, M.A. Goddard, G. Otieno, G.O. Jones. 2017. Beyond Ecosystem Services: Valuing the Invaluable. *Trends in Ecology & Evolution*, 32(4): 249–257. Doi: 10.1016/j.tree.2017.01.002.

Haida, C., J. Rüdiger, U. Tappeiner. 2016. Ecosystem services in mountain regions: experts' perceptions and research intensity. *Regional Environmental Change*, 16: 1989–2004. Doi: 10.1007/s10113-015-0759-4.

Hanson, T., 2011. War and Biodiversity Conservation: The Role of Warfare Ecology. G.E. Machlis et al., (eds.), Warfare Ecology: A New Synthesis for Peace and Security, 125 NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security, DOI: 10.1007/978-94-007-1214-0_9, © Springer Science+Business Media B.V. 2011.

Hein, L., C.S.A.K. van Koppen, E.C. van Ierland, J. Leidekker. 2016. Temporal scales, ecosystem dynamics, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecosystem services*, 21: 109-119. Doi: 10.1016/j.ecoser.2016.07.008.

Hevia, V., J. Ortega, F.M. Azcárate, C. López, J.A. González. 2018. Exploring the effect of soil management intensity on taxonomic and functional diversity of ants in Mediterranean olive groves. *Agricultural and Forest Entomology*, 21(1): 109-118. Doi: 10.1111/afe.12313.

Himes, A. y B. Muraca. 2018. Relational values: the key to pluralistic valuation of ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 35: 1-7. Doi: 10.1016/j.cosust.2018.09.005.

Hossain, S., S.J. Pogue, L. Trenchard, A.P.E. Van Oudenhoven, C. Washbourne, E.W. Muiruri, A.M. Tomczyk, M. García-Llorente, R. Hale, V. Hevia, T. Adams, L. Tavallali, S. De Bell, M. Pye, F. Resende. 2017. Identifying future research directions for biodiversity, ecosystem services and sustainability: perspectives from early-career researchers. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 25 (3): 249-261. Doi: 10.1080/13504509.2017.1361480.

Ibáñez, A.M. y C. E. Vélez. 2007. Civil conflict and forced migration: The micro determinants and welfare losses of displacement in Colombia. *World Development*, 36 (4):659-676. Doi: 10.1016/j.worlddev.2007.04.013.

IDEAM, 2018. Reporte de avance del Estudio Nacional del Agua ENA 2018. Bogotá, D.C., 2018.

Ijang, T.P. y N. Cleto. 2013. Dependency on natural resources: Post-conflict challenges for livelihoods security and environmental sustainability in Goma, The Democratic Republic of Congo. *Development in Practice*, Doi: 10.1080/09614524.2013.781126.

IPBES. 2018. Plenario de la Plataforma Intergubernamental Científico-normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas Sexto período de sesiones Medellín (Colombia), 18 a 24 de marzo de 2018 Informe del Plenario de la Plataforma Intergubernamental Científico-normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas sobre la labor realizada en su sexto período de sesiones.

Ives, D.C. y S.A. Bekessy. 2015. The ethics of offsetting nature. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(10): 568-573. Doi: 10.1890/150021.

Jacobs, S., B. Burkhard, T. van Daele, J. Staes, A. Schneiders. 2015. "The matrix reloaded" : A review of expert knowledge use for mapping ecosystem services. *Ecological Modelling*, 295: 21-30. Doi: 10.1016/j.ecolmodel.2014.08.024.

Kälin, W. 2008. Guiding principles on internal displacement. Studies in Transnational Legal Policy, No. 38, The American Society of International Law, Washington, D.C.

Kaplan, O. y E. Nussio. 2018. Explaining recidivism of ex-combatants in Colombia. *Journal of Conflict Resolution*, 62(1): 64-93. Doi: 10.1177/0022002716644326.

Karl, R. 2017. Century of the exile: Colombia's displacement and land restitution in historical perspective, 1940s – 1960s. *Canadian Journal of Latin American and Caribbean Studies* 42(3):298-319. Doi: 10.1080/08263663.2017.1317951.

Katunga, M.M.D. y J.B. Muhigwa. 2014. Assessing post-conflict challenges and opportunities of the animal-agriculture system in the alpine region of Uvira District in Sud-Kivu Province, D. R. Congo. *American Journal of Plant Sciences*, 5, 2948-2955. Doi: 10.4236/ajps.2014.520311.

Kininmonth, S., A. Bergsten, Ö. Bodin. 2015. Closing the collaborative gap: Aligning social and ecological connectivity for better management of interconnected wetlands. *Ambio*, 44 (1):138-148. Doi: 10.1007/s13280-014-0605-9.

Kovács, E., E. Kelemen, Á. Kalóczkai, K. Margóczy, G. Pataki, J. Gébert, G. Málovics, B. Balázs, Á. Roboz, E. Krasznai, B. Mihók. 2015. Understanding the links between ecosystem services trade-offs and conflicts in protected areas. *Ecosystem Services*, 12: 117-127. Doi: 10.1016/j.ecoser.2014.09.012.

Kreidenweis, U., F. Humpenoder, L. Kehoe, T. Kuemmerle, B. L. Bodirsky, H. Lotze-Campen, A. Popp. 2018. Pasture intensification is insufficient to relieve pressure on conservation priority areas in open agricultural markets. *Global Change Biology*, 24(7):3199-3213. Doi: 10.1111/gcb.14272.

Lambin, E. y P. Meyfroidt. 2010. Land use transitions: socio-ecological feedback versus socio-economic change. *Land Use Policy*, 27:108-118. Doi: 10.1016/j.landusepol.2009.09.003.

Lasso, C.A., A. Rial, G. Colonnello, A. Machado-Allison, F. Trujillo (Eds). 2014. XI. Humedales de la Orinoquía (Colombia – Venezuela). Serie Editorial Recursos Hidrobiológicos y Pesqueros Continentales de Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt (IAvH). Bogotá, D.C. Colombia. 303 p.

Lawler, J.J., D.J. Lewis, E. Nelson, A.J. Plantinga, S. Polasky, J.C. Withey, D.P. Helmers, S. Martinuzzi, D. Pennington, V.C. Radeloff. 2014. Projected land-use change impacts on ecosystem services in the United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111:7492–7497. Doi: 10.1073/pnas.1405557111.

- Lefcheck, J.S., J.E.K. Byrnes, F. Isbell, L. Gamfeldt, J.N. Griffin, N. Eisenhauer, M.J.S. Hensel, A. Hector, B.J. Cardinale, J.E. Duffy. 2015. Biodiversity enhances ecosystem multifunctionality across trophic levels and habitats. *Nature Communications*, 6:1–7. Doi: 10.1038/ncomms7936
- Lerner, A., F. Zuluaga, J. Chará, A. Etter, T. Searchinger. 2017. Sustainable cattle ranching in practice: Moving from theory to planning in Colombia's livestock sector. *Environmental Management*, 60:176–184. Doi: 10.1007/s00267-017-0902-8.
- Leviston, Z., I. Walker, M. Green, J. Price. 2018. Linkages between ecosystem services and human wellbeing: A Nexus Webs approach. *Ecological Indicators*, 93: 658–668. Doi: 10.1016/j.ecoind.2018.05.052.
- Liu, J., T. Dietz, S.R. Carpenter, M. Alberti, C. Folke, E. Moran, A.N. Pell, P. Deadman, T. Kratz, J. Lubchenco, E. Ostrom, Z. Ouyang, W. Provencher, C.L. Redman, S.H. Schneider, W.W. Taylor. 2007. Complexity of coupled human and natural systems. *Science*, 317:1513–1516. Doi: 10.1126/science.1144004.
- Mace G.M., B. Reyers, R. Alkemade, R. Biggs, F.S. Chapin III, S.E. Cornell, S. Díaz, S. Jennings, P. Leadley, P.J. Mumby, A. Purvis, R.J. Scholes, A.W.R. Seddon, M. Solan, W. Steffen, G. Woodward. 2014. Approaches to defining a planetary boundary for biodiversity. *Global Environmental Change*, (28): 289–297. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.07.009.
- Malinga, R., L.J. Gordon, G. Jewitt, R. Lindborg. 2015. Mapping ecosystem services across scales and continents – A review. *Ecosystem Services*, 13: 57–63. Doi: 10.1016/j.ecoser.2015.01.006.
- Maltby, E. 2018. Functional Assessment of Wetlands. In: Finlayson, C.M., M. Everard, K. Irvine, R. McInnes, B. Middleton, Dam A van, Davidson NC (eds) *The Wetland Book*. Springer Science+Business, p 1739–1740.
- Mann, C., Garcia-Martin, M., Raymond, C.M., Shaw, B.J., & Plieninger, T. 2018. The potential for integrated landscape management to fulfil Europe's commitments to the Sustainable Development Goals. *Landscape and Urban Planning*, 177: 75–82.
- Martín-López, B., I. Iniesta-Arandia, M. García-Llorente, I. Palomo, I. Casado-Arzuaga, D. García Del Amo, E. Gómez-Baggethun, E. Otero-Rozas, I. Palacios-Agundez, B. Willaarts, J.A. Gonzalez, F. Santos-Martín, M. Onaindia, C. López-Santiago, C. Montes. 2012. Uncovering ecosystem service bundles through social preferences. *PLoS ONE*, 7: e38970. Doi: 10.1371/journal.pone.0038970.
- Martín-López, B., I. Leister, P. Lorenzo Cruz, I. Palomo, A. Grêt-Regamey, P.A. Harrison, S. Lavorel, B. Locatelli, S. Luque, A. Walz. 2019. Nature's contributions to people in mountains: A review. *PLoS ONE*, 14(6): e0217847. Doi: 10.1371/journal.pone.0217847.
- Martínez-Sastre, R., F. Ravera, J.A. González, C. López-Santiago, I. Bidegain, G. Munda. 2017. Mediterranean landscapes under change: Combining social multicriteria evaluation and the ecosystem services framework for the land use planning. *Land Use Policy*, 67: 472–486. Doi: 10.1016/j.landusepol.2017.06.001.
- Mateo-Sagasta, J., S. Marjani, H. Turrall, J. Burke. 2017. Water pollution from agriculture: a global review Executive summary. FAO IWMi:35
- Mathevet, R., J.D. Thompson, C. Folke, F.S. Chapin III. 2016. Protected areas and their surrounding territory: socioecological systems in the context of ecological solidarity. *Ecological Applications*, 26(1): 5–16. Doi: 10.1890/14-0421.1.
- McIntyre, N., M. Angarita, N. Fernandez, L.A. Camacho, J. Pearse, C. Huguet, O.J. Restrepo Baena, J. Ossa-Moreno. 2018. A framework for assessing the impacts of mining development on regional water resources in Colombia. *Water*, 10 (3), 268. Doi: 10.3390/w10030268.
- McNeely J.A. 2003. Conserving forest biodiversity in times of violent conflict. *Oryx*, 37(02):142–152. Doi: 10.1017/S0030605303000334.
- Morales, L. 2017. Peace and environmental protection in Colombia. Proposals for sustainable rural development. In *Inter-American Dialogue* (p. 31). Retrieved from http://www.thedialogue.org/wp-content/uploads/2017/01/Envnt-Colombia-Eng_Web-Res_Final-for-web.pdf.
- Mouillot, D., N.A.J. Graham, S. Villéger, N.W.H. Mason, D.R. Bellwood. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology and Evolution*, 28:167–177. Doi: 10.1016/j.tree.2012.10.004
- Mouillot, D., S. Villéger, V. Parravicini, M. Kulbicki, J.E. Arias-Gonzalez, M. Bender, P. Chabanet, S.R. Floeter, A. Friedlander, L. Vigliola, D.R. Bellwood. 2014. Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111:13757–13762. Doi: 10.1073/pnas.1317625111.
- Naeem, S., D. Bunker, A. Hector, M. Loreau, C. Perrings (Ed). 2009. Biodiversity, ecosystem functioning and human wellbeing: an ecological and economic perspective. Oxford University Press.
- Newbold T., L.N. Hudson, S.L.L. Hill, S. Contu, I. Lysenko, R.A. Senior, L. Börger, D.J. Bennett, A. Choimes, B. Collen, J. Day, A. De Palma, S. Díaz, S. Echeverría-Londoño, M.J. Edgar, A. Feldman, M. Garon, M.L.K. Harrison, T. Alhusseini, D. J. Ingram, Y. Itescu, J. Kattge, V. Kemp, L. Kirkpatrick, M. Kleyer, D.L. Pinto Correia, C.D. Martin, S. Meiri, M. Novosolov, Y. Pan, H.R.P. Phillips, D.W. Puerkes, A. Robinson, J. Simpson, S.L. Tuck, E. Weiher, H. J. White, R.M. Ewers, G.M. Mace, J.P.W. Scharlemann, A. Purvis. 2015. Global effects of land use and local terrestrial biodiversity. *Nature*, (45): 520. Doi: 10.1038/nature14324.

Newbold T., L.N. Hudson, A.P. Arnell, S. Contu, A. De Palma, S. Ferrier, S.L.L. Hill, A.J. Hoskins, I. Ly-senko, H.R.P. Phillips, V.J. Burton, C.W.T. Chng, S. Emerson, D. Gao, G. Pask-Hale, J. Hutton, M. Jung, K. Sanchez-Ortiz, B.I. Simmons, S. Whitmee, H. Zhang, J.P.W. Scharlemann, A. Purvis. 2016. Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. *Science*, (353): 6296. Doi: 10.1126/science.aaf2201.

Nolte, C. 2016. Identifying challenges to enforcement in protected areas: empirical insights from 15 Colombian parks. *Oryx*, 50(2): 317–322. Doi:10.1017/S0030605314000891.

Ordway, E. 2015. Political shifts and changing forests: Effects of armed conflict on forest conservation in Rwanda. *Global Ecology and Conservation*, (3):448–460. Doi: 10.1016/j.gecco.2015.01.013

Österblom, H., A. Merrie, M. Metian, W.J. Boons-tra, T. Blenckner, J.R. Watson, R.R. Rykaczewski, Y. Ota, J.L. Sarmiento, V. Christensen, M. Schlüter, S. Birnbaum, B.G. Gustafsson, C. Humborg, C.M. Mört-h, B. Müller-Karulis, M.T. Tomczak, M. Troell, C. Folke. 2013. Modelling social—ecological scenarios in marine systems. *BioScience*, 63(9):735–744. Doi: 10.1525/bio.2013.63.9.9

Ostrom, E. 1990. *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*; Alt, J.E., North, D.C., Eds.; Cambridge University Press: Cambridge, UK.

Ostrom, E. 2009. A general framework for analyzing sustainability of socio-ecological systems. *Science*, 325: 419–422. Doi: 10.1126/science.1172133.

Pacheco, P., M. Aguilar-Støen, J. Börner, A. Etter, L. Putzel, M.D.C.V. Diaz. 2010. Landscape transformation in tropical Latin America: assessing trends and policy implications for REDD+. *Forests*, 2(1):1–29. Doi: 10.3390/f2010001.

Palomo, I., B. Martín-López, M. Potschin, R. Haines-Young, C. Montes. 2013. National parks, buffer zones and surrounding lands: Mapping ecosystem service flow. *Ecosystem Services*, 4: 104 – 116. Doi: 10.1016/j.ecoser.2012.09.001.

Palomo-Campesino, S., I. Palomo, J. Moreno, J. A. González. 2018. Characterising the rural-urban gradient through the participatory mapping of ecosystem services: insights for landscape planning. *One Ecosystem*, 3: e24487. Doi: 10.3897/oneeco.3.e24487

Pérez-Rincón, M., J. Vargas-Morales, J. Martinez-Alier. 2019. Mapping and Analyzing Ecological Distribution Conflicts in Andean Countries. *Ecological Economics*, 157: 80–91. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2018.11.004

Perfecto, I., J. Vandermeer. 2010. The agroecological matrix as alternative to the landsparing/agriculture intensification model. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107 (13):5786–5791. Doi: 10.1073/pnas.0905455107.

Polasky, S., S.R. Carpenter, C. Folke, B. Keeler. 2011. Decision-making under great uncertainty: environmental management in an era of global change. *Trends in Ecology &Evolution*, 26:398–404. Doi: 10.1016/j.tree.2011.04.007.

Priess, J.A. y J. Hauck. 2014. Integrative scenario development. *Ecology and Society*, 19(1): 12. Doi:10.5751/ES-06168-190112

Prado, S.G., J.A. Collazo, R.E. Irwin. 2018. Re-surgence of specialized shade coffee cultivation: Effects on pollination services and quality of coffee production. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 26: 567–575. Doi: 10.1016/j.agee.2018.07.002.

Qiu, J., S.R. Carpenter, E.G. Booth, M. Motew, S.C. Zipper, C.J. Kucharik, X. Chen, S.P. Loheide II, J. Seifert, M.G. Turner. 2018. Scenarios reveal pathways to sustain future ecosystem services in an agricultural landscape. *Ecological Applications*, 28(1): 119–134. Doi: 10.1002/eap.1633.

Quijas, S., L.P. Romero-Duque, J.M. Trilleras, G. Conti, M. Kolb, E. Brignone, C. Dellafior. 2019. Linking biodiversity, ecosystem services, and beneficiaries of tropical dry forests of Latin America: Review and new perspectives. *Ecosystem Services*, 36: 100909. Doi: 10.1016/j.ecoser.2019.100909.

Quintas-Soriano, C., A.J. Castro, M. García-Llo-rente, J. Cabello, H. Castro. 2014. From supply to social demand: a landscape-scale analysis of the water regulation service. *Landscape Ecology*, 29: 1069–1082. Doi: 10.1007/s10980-014-0032-0.

Raudsepp-Hearne, C., G.D. Peterson, E.M. Bennett. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107: 5242–5247. Doi: 10.1073/pnas.0907284107.

Reed, J., J. Barlow, R. Carmenta, J. van Vianen, T. Sunderland. 2019. Engaging multiple stakeholders to reconcile climate, conservation and development objectives in tropical landscapes. *Biological Conservation*, 238: 108229. Doi: 10.1016/j.biocon.2019.108229.

Rehm, L. 2015. The violent process of State formation during the beginnings of the National Front in Tolima, Colombia. *Revista Colombiana de Sociología*, 38(1):39 – 62. ISSN: 2256-5485.

Ribeiro, M., E. Huber-Sannwald, L. García, F. Peña de Paz, J. Carrera, M. Galindo. 2013. Landscape diversity in a rural territory: Emerging land use mosaics coupled to livelihood diversification. *Land Use Policy*, (30):814–824. Doi: 10.1016/j.landusepol.2012.06.007.

Ricaurte L.F., M.H. Olaya-Rodríguez, J. Cepeda-Valencia, D. Lara, J. Arroyave-Suárez, C. Max Finlayson, I. Palomo. 2017. Future impacts of drivers of change on wetland ecosystem services in Colombia. *Global Environmental Change*, 44:158–169. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2017.04.001.

- Ricaurte, L.F., J.E. Patiño, D.F. Restrepo Zambra-
no, J.C. Arias-G, O. Acevedo, C. Aponte, R. Medi-
na, M. González, S. Rojas, C. Flórez, L.M. Estupi-
nan-Suarez, Ú. Jaramillo, A.C. Santos, C.A. Lasso,
A.A. Duque Nivia, S. Restrepo Calle, J.I. Vélez, J.H.
Caballero Acosta, S.R. Duque, M. Núñez-Avellane-
da, I.D. Correa, J.A. Rodríguez-Rodríguez, S.P. Vi-
lardy, Q.A. Prieto-C, A. Rudas-Ll, A.M. Cleef, C. Max
Finlayson, W.J. Junk. 2019. A classification system
for Colombian wetlands: an essential step forward
in open environmental policy-making. *Wetlands*.
Doi: 10.1007/s13157-019-01149-8.
- Richani, N. 1997. The political economy of vio-
lence: the war-system in Colombia. *Journal of In-
teramerican Studies and World Affairs*, 39(2):37-
81. Doi: 10.2307/166511.
- Richert, C., F. Boschetti, I. Walker, J. Price, N. Gri-
gg. 2016. Testing the consistency between goals
and policies for sustainable development: mental
models of how the world works today are inconsis-
tent with mental models of how the world will
work in the future. *Sustainability Science*, 12:45-
64. Doi: 10.1007/s11625-016-0384-2.
- Rincón-Ruiz, A., P. Arias-Arévalo, J.M.
Núñez-Hernández, H. Cotler, M. Aguado Casado,
P. Meli, A. Tauro, V.D. Ávila Akerberg, V.S. Avi-
la-Foucat, J.P. Cardenas, L.A. Castillo Hernández,
L. G. Castro, V.A. Cerón Hernández, A. Contreras
Araque, J. Deschamps-Lomeli, J.M. Galeana-Piza-
ña, K. Guillén Oñate, J.A. Hernández Aguilar, A.D.
Jimenez, L.A. López Mathamba, L. Márquez Pérez,
M.L. Moreno Díaz, W. Marín Marín, V. Ochoa, M.A.
Sarmiento, A. Tauro, J. Díaz Timote, L.L. Tique Car-
dozo, A. Trujillo Acosta, T. Waldron. 2019. App-
lying integrated valuation of ecosystem services
in Latin America: Insights from 21 case studies.
Ecosystem Services, 36: 100901. Doi: 10.1016/j.
ecoser.2019.100901.
- Rincón-Ruiz, A., J. Rojas-Padilla, C. Agude-
lo-Rico, M. Perez-Rincon, S. Vieira-Samper, J.
Rubiano-Paez. 2019. Ecosystem services as an in-
clusivesocial metaphor for the analysis and ma-
nagement of environmental conflicts in Colombia.
Ecosystem Services, 37: 100924. Doi: 10.1016/j.
ecoser.2019.100924.
- Rodríguez, N., D. Armenteras, J. Renata. 2013.
Land use and land cover change in the Colom-
bian Andes: dynamics and future scenarios.
Journal of Land Use Science, (8): 154-174. Doi:
10.1080/1747423X.2011.650228.
- Royuela V. y G.A. García. 2015. Economic and
social convergence in Colombia. *Regional Studies*,
19 (2): 219-239. Doi: 10.1080/003434.2012.762086.
- Rubiano, K., N. Clerici, N. Norden, A. Etter. 2017.
Secondary forest and shrubland dynamics in a hi-
ghly transformed landscape in the Northern An-
des of Colombia (1985-2015). *Forests*, 8:216. Doi:
10.3390/f8060216.
- Ruiz-Agudelo, C.A y L.C. Bello. 2014. ¿El valor
de algunos servicios ecosistémicos de los Andes
colombianos?: transferencia de beneficios por
meta – análisis. *Universitas Scientiarum*, 19 (3):
301-322. Doi: 10.11144/Javeriana.SC19-3.vase.
- Ruiz-Mallén, I., C. Schunko, E. Corbera, M. Rös,
V. Reyes-García. 2015a. Meanings, drivers, and
motivations for community based conservation in
Latin America. *Ecology and Society*, 20(3):33. Doi:
10.5751/ES-07733-200333
- Ruiz-Mallén, I., E. Corbera, D. Calvo-Boyeró,
V. Reyes-García. 2015b. Participatory scenarios
to explore local adaptation to global change in
biosphere reserves: experiences from Bolivia and
Mexico. *Environmental Science & Policy*, 54:398-
408. Doi: 10.1016/j.envsci.2015.07.027.
- Saito, O., C. Kamiyama, S. Hashimoto, T. Matsui,
K. Shoyama, K. Kabaya, T. Uetake, H. Taki, Y. Ishi-
kawa, K. Matsushita, F. Yamane, J. Hori, T. Ariga, K.
Takeuchi. 2019. Co-design of national-scale futu-
re scenarios in Japan to predict and assess natu-
ral capital and ecosystem services. *Sustainability
Science*, 14: 5–21. Doi: 10.1007/s11625-018-0587-
9.
- Salas-Salazar, L. 2016. Armed conflict and terri-
torial configuration: elements for the consolida-
tion of the peace in Colombia. *Bitácora*, 26(2):45-
57. Doi: 10.15446/bitacora.v26n2.57605.
- Salazar, A., A. Sánchez, J.C. Villegas, J.F. Salazar,
D. Ruiz Carrascal, S. Sitch, J.D. Restrepo, G. Pove-
da, K.J. Feeley, M.L. Mercado, P.A. Arias, C.A. Sierra,
M.R. Uribe, A. M. Rendón, J.C. Pérez, G. M. Torta-
rolo, D. Mercado-Bettin, J.A. Posada, Q. Zhuang, J.
S. Dukes. 2018. The ecology of peace: preparing
Colombia for new political and planetary clima-
tes. *Frontiers in Ecology and the Environment*,
16(9):525–531. Doi: 10.1002/fee.1950.
- Salerno, J., C.A. Chapman, J. E. Diem, N. Dowha-
niuk, A. Goldman, C.A. Mackenzie, P.A. Omeja, M.
W. Palace, R. Reyna-Hurtado, S.J. Ryan, J. Hartter.
2018. Park isolation in anthropogenic landscapes:
land change and livelihoods at park boundaries in
the African Albertine Rift. *Regional Environmental
Change*, 18: 913-928. Doi: 10.1007/s10113-017-
1250-1.
- Sánchez-Cuervo, A.M. y T.M. Aide. 2013a. Con-
sequences of the armed conflict, forced human
displacement, and land abandonment on forest
cover change in Colombia: a multi-scaled analy-
sis. *Ecosystems*, 16(6):1052-1070. Doi: 10.1007/
s10021-013-9667-y.
- Sánchez-Cuervo, A.M. y T.M. Aide. 2013b. Iden-
tifying hotspots of deforestation and reforestation
in Colombia (2001–2010): implications for protec-
ted areas. *Ecosphere*, 4(11):1-21. Doi: 10.1890/
ES13-00207.1.
- Santos-Martín, F., P. Zorrilla-Miras, I. Palomo, C.
Montes, J. Benayas, J. Maes. 2019. Protecting na-
ture is necessary but not sufficient for conserving
ecosystem services: A comprehensive assessment
along a gradient of land-use intensity in Spain.
Ecosystem Services, 35: 43-51. Doi: 10.1016/j.eco-
ser.2018.11.006.

Schirpke, U., S. Candiago, L.E. Vigl, H. Jäger, A. Labadini, T. Marsoner, C. Meisch, E. Tasser, U. Tappeiner. 2019. Integrating supply, flow and demand to enhance the understanding of interactions among multiple ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 651: 928–941. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.235.

Schmitz, M.F., I. De Aranzabal, P. Aguilera, A. Rescia, F.D. Pineda. 2003. Relationship between landscape typology and socioeconomic structure. Scenarios of change in Spanish cultural landscapes. *Ecological Modelling*, 168: 343–356. Doi: 10.1016/S0304-3800(03)00145-5.

Scholte S.S.K., A.J.A. van Teeffelen, P.H. Verburg. 2015. Integrating socio-cultural perspectives into ecosystem service valuation: a review of concepts and methods. *Ecological Economics*, 114, 67–78. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2015.03.007

Schröter, M., R.P. Remme, L.G. Hein. 2012. How and where to map supply and demand of ecosystem services for policy-relevant outcomes?. *Ecological Indicators*, 23: 220–221. Doi: 10.1016/j.ecolind.2012.03.025.

Shultz, J.M., A.M. Gómez Ceballos, Z. Espinel, S. Ríos Oliveros, M.F. Fonseca, L.J. Hernandez Florez. 2014. Internal displacement in Colombia. Fifteen distinguishing features. *Disaster Health*, (2):1,13–24. Doi: 10.4164/dish.27885.

Sierra, C., M. Mahecha, G. Poveda, E. Álvarez-Dávila, V. Gutierrez-Velez, B. Reu, H. Feilhauer, J. Anaya, D. Armenteras, A. M. Benavides, C. Buendia, A. Duque, L. M. Estupiñan-Suárez, C. González, S. González-Caro, R. Jiménez, G. Kraemer, M. C. Londoño, S. A. Orrego, J. M. Posada, D. Ruiz-Carrascal, S. Skowronek. 2017. Monitoring ecological change during rapid socio-economic and political transitions: Colombian ecosystems in the post-conflict era. *Environmental Science and Policy*, 76: 40–49. Doi: 10.1016/j.envsci.2017.06.011.

Sontera, L.J., J.A. Johnson, C.C. Nicholson, L.L. Richardson, K.B. Watson, T.H. Ricketts. 2017. Multi-site interactions: understanding the offsite impacts of land use change on the use and supply of ecosystem services. *Ecosystem Services*, 23: 158–164. Doi: 10.1016/j.ecoser.2016.12.012.

Speelman, E.N., J.C.J. Groot, L.E. García-Barrios, K. Kok, H. van Keulen, P. Tittone. 2014. From coping to adaptation to economic and institutional change – trajectories of change in land-use management and social organization in a Biosphere Reserve community, Mexico. *Land Use Policy*, 41: 31–44. Doi: 10.1016/j.landusepol.2014.04.014.

Stallman, H.R. 2011. Ecosystem services in agriculture: Determining suitability for provision by collective management. *Ecological Economics*, 71: 131–139. Doi: 10.1016/j.ecolecon.2011.08.016.

Stevens, K., L. Campbell, G. Urquhart, D. Kramer, J. Qi. 2011. Examining complexities of forest cover change during armed conflict on Nicaragua's Atlantic Coast. *Biodiversity and Conservation*, 20(12):

2597–2613. Doi: 10.1007/s10531-011-0093-1.

Stevenson, J. 2017. Colombia: what comes next?. *Strategic comments*, 23:1, vii–viii. Doi: 10.1080/13567888.2017.1294722.

Stosch, K.C., R.S. Quilliam, N. Bunnefeld, D.M. Oliver. 2017. Managing multiple catchment demands for sustainable water use and ecosystem Service Provision. *Water*, 9: 677. Doi:10.3390/w9090677.

Strong J.A., E. Andonegi, K.C. Bizsel, R. Danovaro, M. Elliott, A. Franco, E. Garces, S. Little, K. Mazik, S. Moncheva, N. Papadopoulou, J. Patrício, A.M. Queirós, C. Smith, K. Stefanova, O. So-laun. 2015. Marine biodiversity and ecosystem function relationships: The potential for practical monitoring applications. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 161:46–64. Doi: 10.1016/j.ecss.2015.04.008.

Suárez, A., P.A. Árias-Arévalo, E. Martínez-Mera. 2018a. Environmental sustainability in post-conflict countries: insights for rural Colombia. *Environment, Development and Sustainability*, 20(3): 997–1015. Doi: 10.1007/s10668-017-9925-9.

Suárez, A., P.A. Arias-Arévalo, E. Martínez-Mera, J.C. Granobles-Torres, T. Enriquez-Acevedo. 2018b. Involving victim population in environmentally sustainable strategies: An analysis for post-conflict Colombia. *Science of the Total Environment*, 643: 1223–1231. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.06.262.

Tavares, A.O., R.L. Pato, M.C. Magalhae. 2012. Spatial and temporal land use change and occupation over the last half century in a peri-urban area. *Applied Geography*, (34): 432–444. Doi: 10.1016/j.apgeog.2012.01.009.

Temper, L., F. Demaria, A. Scheidel, D. Del Bene, J. Martinez Alier. 2018. The Global Environmental Justice Atlas (EJAtlas): ecological distribution conflicts as forces for sustainability. *Science*, 13: 573–584. Doi: 10.1007/s11625-018-0563-4.

Unda, M. y A. Etter. 2019. Conservation opportunities of the land restitution program areas in the Colombian post-conflict period. *Sustainability*, 11(7): 2048. Doi: 10.3390/su11072048.

Vanderhaegen, K., K. Teopista Akoyi, W. De-koninck, R. Jocqué, B. Muys, B. Verbist, M. Maertens. 2018. Do private coffee standards 'walk the talk' in improving socio-economic and environmental sustainability?. *Global Environmental Change*, 51: 1–9. Doi: 10.1016/j.gloenvcha.2018.04.014.

Vargas, J.F. 2012. The persistent Colombian conflict: subnational analysis the duration of violence. *Defence and peace Economics*, 23(2): 203–223. Doi: 10.1080/10242694.597234.

Vélez, I., 2013. Law of Victims and Land Resti-

tution: Colombia's Ambitious Law Faces Implementation Challenges. *FIU L. Rev.*, 9, 451.

Verburg, P.H., D.B. van Berkel, A.M. van Doorn, M. van Eupen, H.A.R.M. van den Heiligenberg. 2010. Trajectories of land use change in Europe: a model-based exploration of rural futures. *Landscape Ecology*, 25, 217–232. Doi: 10.1007/s10980-009-9347-7.

Villamagna, A. y C. Giesecke. 2014. Adapting Human Well-being frameworks for ecosystem service assessments across diverse Landscapes. *Ecology and Society*, 19(1): 11. Doi: 10.5751/ES-06173-190111.

Villamor, G.B., I. Palomo, C.A. López-Santiago, E. Oteros-Rozas, J. Hill. 2014. Assessing stakeholders' perception and values towards social-ecological systems using participatory methods. *Ecological Processes*, 3(1): 22. Doi: 10.1186/s13717-014-0022-9.

Villaraga, H., A. Sabater, J. Módenes. 2014. Modelling the spatial nature of household residential mobility within municipalities in Colombia. *Applied Spatial Analysis and Policy*, 7: 203–223. Doi: 10.1007/s12061-014-9101-7.

Villéger S., S. Brosse, M. Mouchet, D. Mouillot, M. J. Vanni. 2017. Functional ecology of fish: current approaches and future challenges. *Aquatic Sciences*, 79:783–801. Doi: 10.1007/s00027-017-0546-z

Weyland, F., M.E. Mastrangelo, A.D. Auer, M.P. Barral, L. Nahuelhual, A. Larrazábal, A.F. Parera, L.M. Berrouet Cadavid, C.P. López-Gómez, C. Villagas Palacio. 2019. Ecosystem services approach in Latin America: From theoretical promises to real applications. *Ecosystem Services*, 35: 280–293. Doi: 10.1016/j.ecoser.2018.11.010.

Whitfield A.K. y T.D. Harrison. 2014. Fishes as Indicators of Estuarine Health and Estuarine Importance. In: Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Elsevier Inc., p 1–10.

Wood, S.L.R., S.K. Jones, J.A. Johnson, K.A. Brauman, R. Chaplin-Kramer, A. Fremier, E. Girvetz, L.J. Gordon, C.V. Kappel, L. Mandle, M. Mulligan, P.O' Farrell, W.K. Smith, L. Willemen, W. Zhang, F.A. DeClerck. 2018. Distilling the role of ecosystem services in the Sustainable Development Goals. *Ecosystem Services*, 29: 70–82. Doi: 10.1016/j.ecoser.2017.10.010.

WWF-Colombia., 2017. Colombia Viva: Un País Megadiverso de Cara Al Futuro. Informe 2017; WWF-Colombia: Cali, Colombia.

Zúñiga-Upegui, P., C. Arnaiz-Schmitz, C. Herre-ro-Jáuregui, S.M. Smart, C.A. López-Santiago, M.F. Schmitz. 2019. Exploring social-ecological systems in the transition from war to peace: A scenario-based approach to forecasting the post-conflict landscape in a Colombian region. *Science of the Total Environment*, 695: 133874. Doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.133874.

Apéndices

Apéndice 1. Municipios del departamento de Tolima (Colombia). Los códigos municipales corresponden a los utilizados en la Figura 9 del Capítulo 2.

Municipio	Código	Municipio	Código
Alpujarra	M1	Líbano	M25
Alvarado	M2	Mariquita	M26
Ambalema	M3	Melgar	M27
Anzoátegui	M4	Murillo	M28
Armero - Guayabal	M5	Natagaima	M29
Ataco	M6	Ortega	M30
Cajamarca	M7	Palocabildo	M31
Carmen Apicalá	M8	Piedras	M32
Casabianca	M9	Planadas	M33
Chaparral	M10	Prado	M34
Coello	M11	Purificación	M35
Coyaima	M12	Rioblanco	M36
Cunday	M13	Roncesvalles	M37
Dolores	M14	Rovira	M38
Espinal	M15	Saldaña	M39
Falan	M16	San Antonio	M40
Flandes	M17	San Luis	M41
Fresno	M18	Santa Isabel	M42
Guamo	M19	Suarez	M43
Herveo	M20	Valle San Juan	M44
Honda	M21	Venadillo	M45
Ibagué	M22	Villahermosa	M46
Icononzo	M23	Villarica	M47
Lérida	M24		

Apéndice 2. Descripción de las variables socioeconómicas y políticas utilizadas para la caracterización de los municipios del Tolima. Se indican las bases de datos y fuentes de información de los indicadores socio-políticos y económicos identificados en el diseño del escenario posconflicto.

Categoría de la variable	Descriptor seleccionado	Descripción y unidades de medida	Recursos utilizados para el escenario posconflicto
Indicadores de población	Superficie municipal	Km ²	La densidad poblacional y el índice de ruralidad se calcularon utilizando los valores de proyección poblacional municipal para el año 2015. https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/demografia-y-poblacion/proyecciones-de-poblacion .
	Densidad poblacional	Número de habitantes / km ²	
	Índice de Ruralidad	Porcentaje de la población rural por el total de la población municipal	
	Densidad de población indígena	Número de indígenas / km ²	Resguardos indígenas a nivel nacional: Gobierno digital de Colombia. Junio de 2017. Dirección de asuntos Indígenas, Rom, y minorías étnicas - Ministerio del Interior. https://www.datos.gov.co/Ordenamiento-Territorial/Resguardos-indigenas-a-Nivel-Nacional/d7se-6xhm/data
Condiciones de vida	Necesidades Básicas Insatisfechas (NBI)	Mide el nivel e intensidad de la pobreza a través de las deficiencias críticas en la población de vivienda inadecuada, servicios públicos, hacinamiento crítico, falta de asistencia escolar, alta dependencia económica. Corresponde al porcentaje de hogares que no cubren las necesidades básicas y se compara con el nivel nacional (27.7) y departamental (29.2)	Análisis de las dimensiones del hogar, la infancia y la juventud, el trabajo, la salud, los servicios públicos domiciliarios y las condiciones de vivienda, a través de 15 variables. Privaciones en 5 de las 15 variables corresponde a la línea de pobreza. Los valores se comparan con el nivel total nacional (33.3) y departamental (44.5)
	Índice de pobreza multidimensional (IPM)		

Actividades económicas	Índice de GINI municipal	Grado en que la distribución del ingreso familiar se aproxima o se aleja de una situación de igualdad perfecta - equidad. Se compara con el nivel nacional (55.7) y departamental (49.3).	Centro de Estudios sobre Desarrollo Económico. Panel de características generales. 2017.
	Índice GINI de distribución de la tierra.	Grado en que la distribución de la propiedad de la tierra se aproxima o se aleja de una situación de igualdad perfecta. – equidad. Se compara con el nivel nacional (87.8) y departamental (77).	
	PIB agrícola	Porcentaje del producto interior bruto	Centro de Estudios sobre Desarrollo Económico. Panel de características generales 2017.
	PIB servicios	Porcentaje del producto interior bruto	
	PIB industrial	Porcentaje del producto interior bruto	
	Créditos a pequeños productores	Porcentaje de préstamos concedidos al pequeño productor agrícola respecto a todos los préstamos otorgados	Centro de Estudios sobre Desarrollo Económico. Panel de agricultura y tierras. 2017.
Descriptores de conflicto y violencia *	Créditos a medianos y grandes productores	Porcentaje de préstamos concedidos al mediano o gran productor agrícola respecto a todos los préstamos otorgados	
	Hostigamiento armado/emboscadas	Número de acciones de guerra que se llevan a cabo bajo la legítima tarea de la guerra. Hace uso de medios lícitos y armas en combate.	Centro de Estudios sobre Desarrollo Económico. Panel de conflicto y violencia. 2017.
	Minas antipersona	Número de minas antipersona. Dimensión no letal del conflicto armado que tiene consecuencias igualmente graves.	
	Desaparición forzada	Número de desapariciones. Privación de la libertad de una persona cuyo paradero se desconoce, en el que no se solicita nada a cambio y el victimario niega la responsabilidad por el hecho.	
	Homicidios/masacres	Número de homicidios. Los asesinatos selectivos son el tipo de violencia utilizada por los actores armados que más han asesinado en el desarrollo del conflicto.	Centro de Estudios sobre Desarrollo Económico. Panel de conflicto y violencia. 2017.
	Secuestros	Número de secuestros. Práctica con fines económicos y lógica de propaganda, que hizo del secuestro un arma política para negociar y obtener apoyo social.	
	Crímenes sexuales	Número de delitos sexuales. Violencia contra las mujeres en el contexto de conflictos armados o regímenes autoritarios.	
	Terrorismo	Número de actos de terrorismo. Cualquier ataque indiscriminado	

	perpetrado con explosivos contra objetivos civiles en lugares públicos, con el fin de causar una alta letalidad y devastación en la población civil.	
Amenazas	Número de amenazas. La práctica de la violencia constante con una alta capacidad de desestabilización social y emocional, que busca la instalación duradera del miedo, la desconfianza, la ruptura de las solidaridades y la parálisis en la vida cotidiana de las víctimas y sus expresiones comunitarias.	
Torturas	Número de personas torturadas. Cualquier acto por el cual una persona es infligida intencionalmente dolor o sufrimiento, ya sea físico o mental, para obtener de ella, o de un tercero, información o una confesión.	Centro de Estudios sobre Desarrollo Económico. Panel de conflicto y violencia. 2017.
Ataques en bienes públicos	Número de ataques. Destrucción total o parcial de bienes y ambientes. Este tipo de ataque involucró devastación material, pero a veces también causó lesiones y muertes de la población.	
Usurpación de tierras	Número de personas que afirman haber sido desposeídas. La expropiación de bienes materiales a través de prácticas violentas utilizadas por grupos armados que utilizan diferentes mecanismos de coerción y violencia que obligaron a los campesinos a abandonar la tierra.	Centro de Estudios sobre Desarrollo Económico. Panel de conflicto y violencia. 2017.
Pérdida de bienes inmuebles o personales	Número de ataques y declaraciones de pérdida de activos. Ataques o sabotajes contra infraestructura eléctrica, energética y vial o instituciones privadas. También se cuentan las casas y los bienes que se dañan en los ataques a las poblaciones con el uso de bombas de cilindros, la quema de vehículos en las barricadas ilegales y los bienes afectados por los ataques terroristas.	
Integridad social/libertad	Número de acciones. Acción contra un área poblada, donde existe la presencia de la fuerza pública y cuyo efecto llega a los establecimientos civiles y militares, ya sea en bienes o personas. El daño a la propiedad puede ser evidenciado por la destrucción parcial y / o total de viviendas, edificios religiosos, edificios públicos y la destrucción parcial y / o total de puestos de policía. Los daños en el personal militar y / o civil se refieren a delitos como homicidios y / o lesiones personales, entre otros.	Centro de Estudios sobre Desarrollo Económico. Panel de conflicto y violencia. 2017.

Vinculación de niños y adolescentes al conflicto armado	Número de vinculados. Constituye un delito en el que los actores armados reclutan a civiles menores de dieciocho años, obligándolos a participar directa o indirectamente en hostilidades o en acciones armadas.	Centro de Estudios sobre Desarrollo Económico. Panel de conflicto y violencia. 2017.
Desplazamiento forzado de personas	Porcentaje de personas desplazadas. El desplazamiento forzado -crimen contra la humanidad- es un fenómeno masivo, sistemático y duradero que está en gran parte vinculado al control de territorios estratégicos.	
Personas recibidas por desplazamiento	Porcentaje de personas recibidas por desplazamiento por municipio.	

* Las variables de conflicto y violencia se relativizaron considerando el número de acciones por 100.000 habitantes.

Apéndice 3. Porcentaje de los usos y coberturas del suelo (LULC) presentes en cada humedal del área de estudio, de acuerdo con la información cartográfica. Se indica los grupos de humedales conformados de acuerdo al Análisis de Componentes Principales (ACP) y el análisis discriminante.

Grupo de humedal	Humedal	Bosque ripario	Bosque fragmentado	Ganadería	Cultivos	Territorio artificializado
Cultivos	Albania	11%	10%	28%	51%	0%
	Ambalemita	2%	10%	25%	61%	1%
	Burro	1%	0%	34%	64%	1%
	Garcera	2%	9%	9%	78%	3%
	Oval	14%	5%	40%	41%	0%
	Saman	6%	19%	23%	50%	1%
	Zancudal	4%	4%	16%	76%	0%
Bosques	Azuceno	6%	28%	42%	22%	2%
	Moya Enrique	8%	29%	53%	9%	1%
	Pedregosa	7%	22%	48%	23%	1%
	Rio Viejo	11%	50%	31%	1%	8%
	Saldañita	22%	34%	44%	0%	0%
	Caracoli	2%	26%	72%	0%	0%
	Zapuna	5%	19%	68%	5%	2%
Ganadería	Garzas	17%	2%	51%	7%	23%
	Gavillan	10%	2%	64%	0%	24%
	Huaca	17%	8%	37%	15%	24%
	La Coya	8%	8%	67%	17%	0%
	Silencio	20%	9%	71%	0%	0%
	Toqui Toqui	26%	2%	55%	16%	1%
	Toro	39%	0%	28%	27%	7%

Apéndice 4. Rasgos cualitativos y cuantitativos para cada especie, organizados por grupo funcional de peces.

Grupo funcional	Especie	Patron de pigmentación	Gremio trófico	Posición en la columna de agua	Reproducción	Defensa	Posición de la boca	Forma de la boca	Tamaño del ojo	Proporción aleta pectoral	Estrechamiento del pedúnculo caudal	Proporción área de las aletas y tamaño del cuerpo	Tamaño
A	<i>Cynodonichthys magdalenae</i>	Claro	Insectívoro	Nectonico	Oviparo	Ausente	Superior	0.7	0.5	3.3	2.7	0.4	2.1
	<i>Poecilia caucana</i>	Claro	Insectívoro	Nectonico	Viviparo	Ausente	Superior	0.8	0.6	0.5	1.0	1.1	1.3
	<i>Poecilia reticulata</i>	Claro	Insectívoro	Nectonico	Viviparo	Ausente	Superior	0.5	0.4	0.6	1.1	1.3	1.3
	<i>Poecilia sphenops</i>	Claro	Insectívoro	Nectonico	Viviparo	Ausente	Superior	0.4	0.3	1.0	1.3	1.3	1.4
	<i>Xiphophorus maculatus</i>	Claro	Insectívoro	Nectonico	Viviparo	Ausente	Superior	0.6	0.6	0.7	1.3	0.8	1.3
B	<i>Pimelodus yuma</i>	Claro	Bentico Omnívoro	Bentico	Oviparo	Escudo	Inferior	0.2	0.4	7.1	2.9	0.2	2.1
	<i>Rhamdia guatemalensis</i>	Claro	Bentico Omnívoro	Bentico	Oviparo	Escudo	Inferior	0.2	0.2	10.1	1.9	0.1	2.3
	<i>Hypostomus honda</i>	Oscuro	Herbivorous/Detritívoro	Bentico	Oviparo	Escudo	Ventral	1.1	0.5	1.3	2.5	0.5	1.5
	<i>Sturisomathichthys leightoni</i>	Oscuro	Herbivorous/Detritívoro	Bentico	Oviparo	Escudo	Ventral	0.6	0.3	1.8	4.8	0.7	1.8
C	<i>Andinoacara latifrons</i>	Barras	Omnívoro/ Insectívoro	Nectobentonico	Oviparo	Espinas	Terminal	0.6	0.4	1.9	1.1	0.3	1.8
	<i>Caquetaia krausii</i>	Barras	Omnívoro/ Insectívoro	Nectobentonico	Oviparo	Espinas	Terminal	0.8	0.4	3.4	1.5	0.3	1.8
	<i>Geophagus steindachneri</i>	Barras	Omnívoro/ Insectívoro	Nectobentonico	Oviparo	Espinas	Terminal	0.5	0.5	0.9	2.4	0.7	1.6
	<i>Oreochromis spp.</i>	Barras	Omnívoro/ Insectívoro	Nectobentonico	Oviparo	Espinas	Terminal	0.7	0.4	2.3	1.6	0.3	2.0
	<i>Oreochromis niloticus</i>	Barras	Omnívoro/ Insectívoro	Nectobentonico	Oviparo	Espinas	Terminal	1.3	0.5	0.5	1.1	1.0	1.4
D	<i>Astyanax fasciatus</i>	Puntos	Omnívoro/ Insectívoro	Nectobentonico	Oviparo	Ausente	Superior	0.4	0.3	3.3	2.4	0.4	1.7
	<i>Astyanax magdalenae</i>	Puntos	Omnívoro/ Insectívoro	Nectobentonico	Oviparo	Ausente	Superior	0.5	0.4	2.0	2.5	0.3	1.7
	<i>Gephyrocharax melanocheir</i>	Puntos	Omnívoro/ Insectívoro	Nectonico	Oviparo	Ausente	Superior	0.6	0.4	2.6	1.7	0.3	1.8
	<i>Hyphessobrycon ntagaima</i>	Puntos	Omnívoro/ Insectívoro	Nectobentonico	Oviparo	Ausente	Superior	0.6	0.3	3.9	2.6	0.3	1.8
	<i>Roeboides dayi</i>	Puntos	Omnívoro/ Insectívoro	Nectonico	Oviparo	Ausente	Superior	0.7	0.5	1.3	3.4	0.5	1.7
	<i>Saccoderma hastatus</i>	Puntos	Omnívoro/ Insectívoro	Nectobentonico	Oviparo	Ausente	Superior	1.0	0.5	1.4	1.8	0.6	1.5

E	<i>Ctenolucius hujeta</i>	Puntos	Predador	Nectobentonico	Oviparo	Absent	Terminal	0.5	0.5	3.7	1.6	0.6	1.7
	<i>Cyphocharax magdalenae</i>	Plateado	Herbivoro/Ramoneador	Nectobentonico	Oviparo	Ausente	Terminal	0.8	0.5	0.7	2.3	0.5	1.4
	<i>Hoplias malabaricus</i>	Oscuro	Predador	Nectobentonico	Oviparo	Ausente	Terminal	0.6	0.3	7.1	1.5	0.2	2.2
	<i>Megaleporinus muyscorum</i>	Plateado	Omnivoro/ Insectivoro	Nectobentonico	Oviparo	Ausente	Terminal	0.5	0.3	8.2	2.1	0.1	2.4
	<i>Prochilodus magdalenae</i>	Plateado	Herbivoro/Ramoneador	Nectobentonico	Oviparo	Ausente	Inferior	0.3	0.4	7.4	2.0	0.1	2.3

Apéndice 5. Abundancia relativa de especies y grupos funcionales en los diferentes grupos de humedales.

Grupo funcional	Especies	Cultivos	Bosques	Ganadería
A	<i>Cynodonichthys magdalenae</i>	0	0.1%	0.1%
	<i>Poecilia caucana</i>	24.4%	30.7%	30.0%
	<i>Poecilia reticulata</i>	0	0	0.1%
	<i>Poecilia sphenops</i>	0	9.4%	8.2%
	<i>Xiphophorus maculatus</i>	0	2.3%	0
B	<i>Hypostomus hondae</i>	0.1%	0	0
	<i>Sturisomatichthys leightoni</i>	0.1%	0	0
	<i>Pimelodus yuma</i>	10.4%	0	0
	<i>Rhamdia guatemalensis</i>	0.1%	0	0
C	<i>Andinoacara latifrons</i>	1.8%	17.1%	31.5%
	<i>Caquetaia kraussii</i>	29.7%	1.4%	26.3%
	<i>Geophagus steindachneri</i>	0	0.8%	0
	<i>Oreochromis</i> sp1	4.6%	0	0
	<i>Oreochromis niloticus</i>	4.8%	0.03%	1.3%
D	<i>Astyanx fasciatus</i>	11.5%	0.8%	0.5%
	<i>Astyanax magdalenae</i>	1.5%	0	0
	<i>Gephyrocharax melanocheir</i>	0	0	0.03%
	<i>Hyphessobrycon natagaima</i>	6.4%	9.1%	1.8%
	<i>Roeboides dayi</i>	0	7.2%	0
	<i>Saccoderma hastata</i>	0	20.1%	0
E	<i>Ctenolucius hujeta</i>	0.5%	0.7%	0
	<i>Cyphocharax magdalenae</i>	4.0%	0.1%	0
	<i>Hoplias malabaricus</i>	0.3%	0	0.1%
	<i>Megaleporinus muyscorum</i>	0	0.1%	0
	<i>Prochilodus magdalenae</i>	0.01%	0.02%	0

Apéndice 6. Listado de servicios de los ecosistemas seleccionados para la evaluación de la oferta y demanda potencial de SEs de acuerdo con los tipos de LULC presentes en el departamento de Tolima.

Tipo	Servicio	Definición
Provisión	Provisión de alimento	Productos derivados de la biodiversidad y su gestión de interés alimentario, como agricultura, ganadería y pesca
	Provisión de agua	Agua potable de calidad para el consumo humano y agrícola
	Materiales de origen biótico	Materiales procedentes de la producción biológica como fibras vegetales y madera.
	Materiales de origen no-biótico	Materiales utilizados para la construcción, gravas, arenas, piedras
	Productos medicinales	Principios activos usados en la industria farmacéutica y/o como medicinas tradicionales.
	Energía	Energía obtenida de procesos o productos de los ecosistemas como energía solar o hidroeléctricas.
Regulación	Regulación del clima	Capacidad de la cobertura vegetal y del suelo de absorber CO ₂ y de la regulación termo-pluviométrica
	Purificación del aire	Capacidad de la cobertura vegetal y del suelo de retener gases o partículas contaminantes del aire
	Control de la erosión	Control de erosión y desertificación por parte del componente geótico y biótico del suelo, así como de la vegetación.
	Control biológico	Capacidad de regulación de plagas y valores patógenos de humanos, cosechas y ganado.
	Polinización	Polinización por parte de insectos, aves u otros organismos de cultivos agrícolas y de plantas aromáticas o medicinales
	Hábitat para especies	Los ecosistemas mantienen el hábitat o espacio físico para desarrollar las fases del ciclo de vida de numerosas especies animales y vegetales.
	Regulación del agua	Acumulación de flujos de agua o acuíferos, acumulación y/o liberación de agua.
	Depuración del agua	Capacidad de ralentización hídrica, control de inundaciones, así como depuración del agua.
	Fertilidad del suelo	Fertilidad natural del suelo, riqueza de nutrientes.
	Mitigación de desastres	Disminución del efecto de las perturbaciones como fuego o inundaciones.
Culturales	Acervo genético	Mantenimiento de la biodiversidad genética de especies, razas y variedades de vegetación y animales para suministro de determinados productos.
	Educación ambiental	Sensibilización, concienciación o formación sobre el papel de los ecosistemas y la biodiversidad como suministradora de servicios
	Conocimiento científico	Los ecosistemas y la biodiversidad que ellos albergan son un laboratorio de experimentación y de desarrollo del conocimiento

Culturales	Conocimiento ecológico local	Conocimiento experiencial de base empírica transmitidos generacionalmente y relacionados con las prácticas creencias, costumbres y valores
	Identidad local	Sentimiento de lugar de las poblaciones humanas asociados con los ecosistemas y la biodiversidad en un lugar determinado
	Valores espirituales	Apreciación de especies, paisajes y/o lugares determinados que generan satisfacción por su inspiración espiritual.
	Valores estéticos	Apreciación de especies y/o paisajes que generan satisfacción y placidez por su estética.
	Actividades recreativas	Lugares de ecosistemas determinados que son escenario de actividades lúdicas en la naturaleza que proporcionan bienestar
	Valores culturales	Apego por los valores/tradicionales de una comunidad.
	Valor de existencia y conservación de especies	Satisfacción de saber que existen ciertas especies y ecosistemas

Apéndice 7. Rangos de valores de a) oferta, b) demanda y c) balance de la oferta y la demanda de los SEs de provisión, regulación, culturales y total a escala regional y municipal.

a). Oferta de SEs

Categoría	Provisión		Regulación		Culturales		Promedio	
	Regional	Municipal	Regional	Municipal	Regional	Municipal	Regional	Municipal
Muy baja	0,5-0,79	138,02-157,88	0,91-1,32	225,37-250,62	2,01-2,03	229,36-240,27	1,18-1,37	204,72-218,75
Baja	1,24-1,68	160,3-169,58	1,76-1,98	255,75-268,46	2,13-2,59	243,17-249,3	1,70-2,06	223,22-229,05
Media	1,81-1,98	171,7-179,91	2,36-2,81	270,91-293,33	2,81-2,98	250,12-259,3	1,18-2,58	234,67-245,97
Alta	2,07-2,36	180,15-195,84	3,07-3,86	298,05-313,19	3,03-3,26	260,99-279,95	2,64-3,19	249,31-272,11
Muy alta	2,43-3,04	201,95-218,62	3,98-4,20	322,51-385,37	3,58-3,86	280,67-316,43	3,22-3,70	285,79-298,03

b). Demanda de SEs

Categoría	Provisión		Regulación		Culturales		Promedio	
	Regional	Municipal	Regional	Municipal	Regional	Municipal	Regional	Municipal
Muy baja	0,61-1,62	149,61-187,41	1,68-2,03	280,78-305,53	0,75-1,55	144,86-158,43	1,28-1,48	201,95-216,13
Baja	1,84-2,06	190,54-200,77	2,88-3,44	308,02-327,26	1,70-1,75	160,41-178,28	2,25-2,57	219,80-233,87
Media	2,17-2,27	202,68-215,23	3,67-3,83	330,12-348,91	2,18-2,53	180,69-204,84	2,67-2,86	239,46-252,75
Alta	2,36-2,50	222,01-228,42	3,88-3,95	354,11-358,96	2,71-3,32	212,05-235,94	3,02-3,31	261,30-281,03
Muy alta	2,56-3,63	231,28-239,26	4,03-4,22	369,86-414,47	3,41-4,22	241,57-310,88	3,41-3,66	287,24-319,15

c). Balance oferta-demanda de SEs

Categoría	Provisión		Regulación		Culturales		Total	
	Regional	Municipal	Regional	Municipal	Regional	Municipal	Regional	Municipal
Déficit muy alto	-3,13	-64,4- -57,5	-2,05- -1,96	-139,4 - -115,1	-1,28		47,4- -34,4	
Déficit alto	-0,67 - -0,52	-43,1 - -37,7	-1,44- -1,14	-93,6 - -64,6			-28,2- -22,1	
Déficit medio	-0,40- -0,31	-35,8 - -31,6	-0,40- -0,36	-62,5 - -45,5			-2,12	-17,7 - -13,1
Déficit bajo	-0,23- -0,19	-30,0 - -24,2	-0,26- -0,20	-42,3 - -32,2			-0,69- -0,40	-11,7 - -8,3
Déficit muy bajo	-0,13- -0,03	-23,0 - -0,05	-0,11- -0,02	-29,9- -16,2	-0,46- -0,36		-0,21- -0,03	-6,5 - -0,02
Equilibrio								0,4 - 1,2
Superávit muy bajo	0,11-0,18	0 - 16	0,33-0,53		0,11-0,19	5,5-27,1	0,09-0,27	1,6-5,03
Superávit bajo	1,07				0,20-0,29	30,4-43,7	0,32-0,41	8,2-15,6
Superávit medio					0,47-0,55	48,9-63,9		
Superávit alto					0,73-0,80	64,9-74,8		
Superávit muy alto					1,01-1,40	79,6-98,6		

Apéndice 8. Porcentaje de los usos y coberturas del suelo (LULC) presentes dentro de los Espacios Naturales Protegidos declarados en el departamento de Tolima. En tono rojo se encuentran los menores porcentaje de LULC en cada municipio y en azul los mayores.

Municipios	Artificializado	Arroz	Café	Mosaico de cultivos	Otros cultivos	Ganadería	Pastos	Vegetación secundaria	Bosques Fragmentados	Sistemas riparios	Vegetación basal	Vegetación subxerofítica	Vegetación subandina	Áreas abiertas	Vegetación andina	Cuerpos de agua	Páramos
Alvarado	0	0	0	0,008	0	0	0,3	0	0	0,18	0	0	0	0,2	0	0	0
Anzoátegui	0	0	0	0,04	0	0,61	0,29	0	0	0	0	0	0	0	0,37	0	14,82
Armero	0	0	0	0,40	0,0007	0,51	0	0	0	0	0,005	0,23	0	0,17	0	0,11	0
Cajamarca	0	0	0	0	0	0,79	0	0	0,30	0	0	0	0	0	0,03	0	7,39
Casabianca	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02	0	0	8,05
Chaparral	0	0	0	0	0	0,25	0,09	0,18	0,005	0,05	0	0	0	0	1,78	0	17,33
Falan	0	0	0	0,04	0	0,11	0	0	0,0005	0	0	0	0,08	0	0	0	0
Herveo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,03
Honda	0	0	0	0	0	4,93	0,35	0	0	0	2,27	0,95	0	17,58	0	0	0
Ibagué	0	0	0	0,8	0	0,5	2,23	0,79	0,94	0	0	0	0,32	0	2,86	0,001	6,24
Líbano	0	0	0	0,01	0	0,20	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0	0
Mariquita	0	0	0	0,09	0	0,71	0	0,37	0	0	0,88	0	0,12	0	0	0	0
Murillo	0	0	0	0,18	0	0,19	0,23	0	0	0	0	0	0	0	0,78	0	21,96
Natagaima	0	0	0	0	0	0	0,03	0	0	0	0	0,000	0	0	0	0,003	0
Palocabildo	0	0	0	0,06	0	0	0	0,01	0	0	0	0	0,28	0	0	0	0
Planadas	0	0	0	0,01	0	0,08	0,04	0	0,04	0	0	0	0	0	20,3	0	32,19
Prado	0	0	0	0	0	0,03	0,08	0,08	0	0	0,03	0	0	0	0	0	0
Rioblanco	0	0	0	0,04	0	0,38	0,38	0,78	0,008	0	0	0	0,012	0	2,25	0	26,33
Roncesvalles	0	0	0	0	0	0,70	0,71	0,07	0,15	0,05	0	0	0	0,000	0,15	0	26,38
Rovira	0	0	0	0,05	0	0,01	0,06	0,09	0,02	0	0	0	0,052	0	0,03	0	7,17
Santa Isabel	0	0	0	0,26	0	0,31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14,74
Venadillo	0	0	0	0,20	0	0,26	0,17	0,36	0	0	0	0,03	0	0,07	0	0	0
Villahermosa	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0,08	0	0	0	0	0,001	0,45	0	5,48

Apéndice 9. Rangos de valores correspondientes a las clases del balance de la oferta y la demanda de los SEs de dentro y fuera de los espacios naturales protegidos (ENP) en el departamento de Tolima.

	Provisión		Regulación		Culturales		Total	
	Dentro	Fuera	Dentro	Fuera	Dentro	Fuera	Dentro	Fuera
Déficit muy alto	-22,65- - 16,74	-37,06- - 35,30	-7,99- -6,61	-127,46- - 87,45	-10,14 -9,42- -		-11,39- - 9,65	-46,66- - 20,32
Déficit alto	-13,84 - -9,26	-32,45- - 30,42	-5,79- -4,0	-70,64- - 56,41	-9,42- - 8,77		-12,16- -9,55 -7,27- -6,63	
Déficit medio	-30,0- -24,46 '5,98 - -3,58	-49,46- - -6,76- -	-3,0- -0,9	-26,49- - 35,94	-3,68- - 5,65		-9,04- -6,42 -6,36- -3,59	
Déficit bajo	-22,22 - - -0,63- -0,11	-26,49- - 19,76	-0,07- -0,14	-3,68- - 20,60	-3,68- - 2,29		-5,44- -3,81 -3,17- -1,85	
Déficit muy bajo	-13,86- - -0,08- -0,004 1,82	-17,71- -8,91 13,19	-0,08- -0,05	-1,78- - 0,47	-1,78- - 0,003- 0,005		-2,35- -0,48 0,003 0,007-0,06	
Equilibrio								0-0,49
Superávit muy bajo					0,13-0,27	14,97-23,83	0,11-0,48	2,46-3,82
Superávit bajo					0,57-1,08	36,10-38,08	3,21	5,03-10,41
Superávit medio					1,96-3,41	40,30-49,57		
Superávit alto					15,82	50,73-64,72		
Superávit muy alto						73,58-82,89		

Apéndice 10. Tipología de los actores asistentes a los talleres participativos de valoración de servicios de los ecosistemas y escenarios de futuro llevados a cabo con los integrantes del Sidap-Tolima. a) Tipología actores de las mesas subregionales del Sidap y, b). Tipología de actores de la mesa departamental del Sidap- Tolima.











a) Tipología actores de las mesas subregionales del Sidap











Perfil profesional	Sexo	Sector
Biólogo	Masculino	Reservas Naturales Sociedad Civil
Biólogo	Masculino	Reservas Naturales Sociedad Civil
Bachiller	Masculino	Comunidades indígenas
Técnico Ambiental	Femenino	Comunidades indígenas
Ingeniero Civil	Masculino	Gobernación de Tolima
Ingeniero Agrónomo	Masculino	ONG
Ingeniero Civil	Masculino	Acueducto municipal
Bachiller	Femenino	Organizaciones campesinas
Bachiller	Masculino	Organizaciones campesinas
Ingeniera Forestal	Femenino	Prestadora Servicios de Ecoturismo
Bióloga	Femenino	Educativo
Biólogo	Masculino	Educativo
Bachiller	Masculino	Juntas de acción comunal
Bachiller	Masculino	Juntas de acción comunal
Bachiller	Masculino	Juntas de acción comunal
Bachiller	Masculino	ONG
Técnico ambiental	Femenino	ONG
Biólogo	Masculino	ONG
Ingeniero Civil	Masculino	ONG
Ingeniera Forestal	Femenino	ONG
Ingeniero Civil	Masculino	ONG
Administrador Ambiental	Masculino	ONG
Economista	Femenino	Alcaldía municipal
Administrador de empresas	Masculino	Alcaldía municipal
Ingeniero Forestal	Masculino	Organizaciones Campesinas
Ingeniero Agrónomo	Masculino	Productivo/Agropecuario
Ingeniero Agrónomo	Masculino	Productivo/Agropecuario
Ingeniera Forestal	Femenino	Productivo/Agropecuario
Ingeniero Agrónomo	Masculino	Productivo/Arrocero
Ingeniero Agrónomo	Masculino	Productivo/Ganadero
Policía Nacional	Masculino	Autoridad Civil
Ingeniera Forestal	Femenino	Autoridad Ambiental Nacional
Biólogo	Masculino	Autoridad Ambiental Nacional
Ingeniero Forestal	Masculino	Autoridad Ambiental Nacional
Ingeniera Forestal	Femenino	Autoridad Ambiental Regional
Ingeniera Forestal	Femenino	Autoridad Ambiental Regional
Abogada	Femenino	Autoridad Ambiental Regional
Comunicadora Social	Femenino	Autoridad Ambiental Regional
Ingeniero Forestal	Masculino	Autoridad Ambiental Regional

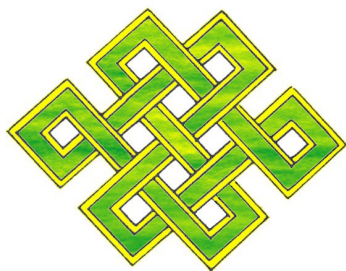
b). Tipología de actores de la mesa departamental del Sidap- Tolima.

Perfil profesional	Sexo	Sector
Técnico ambiental	Masculino	Autoridad Ambiental nacional
Ingeniera Forestal	Femenino	Autoridad Ambiental nacional
Licenciado en Ciencias Naturales	Masculino	Autoridad Ambiental regional
Bióloga	Femenino	Autoridad Ambiental regional
Comunicadora social	Femenino	Autoridad Ambiental regional
Ingeniero Civil	Masculino	Autoridad Ambiental regional
Bachiller	Masculino	Comunidades indígenas
Ingeniero Agrónomo	Masculino	Educativo
Licenciado en Ciencias Naturales	Masculino	Educativo
Biólogo	Masculino	Educativo
Bióloga	Femenino	Educativo
Bióloga	Femenino	Educativo
Bióloga	Femenino	Educativo
Bióloga	Femenino	Educativo
Ingeniera Forestal	Femenino	Reservas de la Sociedad Civil
Bachiller	Femenino	Reservas de la Sociedad Civil
Bachiller	Masculino	Prestadoras servicios ecoturísticos
Ingeniera Forestal	Femenino	Prestadoras servicios ecoturísticos
Ingeniero Civil	Masculino	Asociación usuarios del recurso hídrico
Técnico ambiental	Masculino	Asociación usuarios del recurso hídrico
Ingeniera Ambiental y sanitaria	Femenino	Empresas de acueducto y alcantarillado
Técnico ambiental	Femenino	Empresas de acueducto y alcantarillado
Abogado	Femenino	Alcaldía municipal
Economista	Masculino	Alcaldía municipal
Bachiller	Masculino	Juntas de acción comunal
Bachiller	Masculino	Juntas de acción comunal
Bachiller	Masculino	Juntas de acción comunal
Bachiller	Masculino	ONG
Técnico ambiental	Femenino	ONG
Biólogo	Masculino	ONG
Ingeniero Civil	Masculino	ONG
Ingeniero Forestal	Masculino	Organizaciones Campesinas
Ingeniero Agrónomo	Masculino	Productivo/Agropecuario
Ingeniero Agrónomo	Masculino	Productivo/Agropecuario
Ingeniero Forestal	Femenino	Productivo/Agropecuario
Ingeniero Agrónomo	Masculino	Productivo/Arrocero
Ingeniero Agrónomo	Masculino	Productivo/Ganadero

Apéndice 11. Listado de servicios de los ecosistemas seleccionados para la ponderación de la importancia social de los SEs en el departamento de Tolima e íconos utilizados para el desarrollo de los talleres.

Tipo	Servicio	Logo	Definición
Abastecimiento	Alimento		Productos derivados de la biodiversidad y su gestión de interés alimentario
	Agua dulce		Agua potable de calidad para el consumo humano y agrícola
	Materiales de origen biótico		Materiales procedentes de la producción biológica
	Materiales de origen geótico		Minerales usados como bienes de consumo
	Acervo genético		Mantenimiento de la biodiversidad genética de especies, razas y variedades de vegetación y animales para suministro de determinados productos.
	Productos medicinales		Principios activos usados en la industria farmacéutica y/o como medicinas tradicionales.
Regulación	Regulación climática		Capacidad de la cobertura vegetal y del suelo de absorber CO ₂ y de la regulación termo-pluviométrica
	Purificación del aire		Capacidad de la cobertura vegetal y del suelo de retener gases o partículas contaminantes del aire
	Regulación hídrica y depuración del agua.		Capacidad de ralentización hídrica, control de inundaciones, así como depuración del agua.
	Control de la erosión		Control de erosión y desertificación por parte del componente geótico y biótico del suelo, así como de la vegetación.

	Servicio	Logo	Definición
Regulación	Control biológico		Capacidad de regulación de plagas y valores patógenos de humanos, cosechas y ganado.
	Polinización		Polinización por parte de insectos, aves u otros organismos de cultivos agrícolas y de plantas aromáticas o medicinales
	Mantenimiento de hábitat para especies		Los ecosistemas mantienen el hábitat o espacio físico para desarrollar las fases del ciclo de vida de numerosas especies animales y vegetales.
Culturales	Educación ambiental		Sensibilización, concienciación o formación sobre el papel de los ecosistemas y la biodiversidad como suministradora de servicios
	Conocimiento científico		Los ecosistemas y la biodiversidad que ellos albergan son un laboratorio de experimentación y de desarrollo del conocimiento
	Conocimiento ecológico local		Conocimiento experiencial de base empírica transmitidos generacionalmente y relacionados con las prácticas creencias, costumbres y valores
	Identidad cultural y sentido de pertenencia		Sentimiento de lugar de las poblaciones humanas asociados con los ecosistemas y la biodiversidad en un lugar determinado
	Disfrute espiritual		Apreciación de especies, paisajes y/o lugares determinados que generan satisfacción por su inspiración espiritual.
	Disfrute estético		Apreciación de especies y/o paisajes que generan satisfacción y placidez por su estética.
	Actividades recreativas y turismo de naturaleza.		Lugares de ecosistemas determinados que son escenario de actividades lúdicas en la naturaleza que proporcionan bienestar



Laboratorio de
Socio-Ecosistemas

